



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Helena Hallasoo

**PÄRNU MAAKONNA PÕHJAVEE KVALITEET
UUTE PUURKAEVUDE ANDMETE PÕHJAL
AASTATEL 2007–2017**

**GROUNDWATER QUALITY IN PÄRNU COUNTY BASED ON
ANALYSIS OF NEW DRILLED WELLS IN YEARS 2007–2017**

Magistritöö

Linna-ja tööstusmaastike korralduse õppekava

Juhendajad: Kaja Orupõld, *PhD*

Anne Kull, *MSc*

Tartu 2018

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51006		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Helena Hallasoo		Õppekava: Linna- ja tööstusmaastike korraldus	
Pealkiri: Pärnu maakonna põhjavee kvaliteet uute puurkaevude andmete põhjal aastatel 2007–2017			
Lehekülgi: 63	Jooniseid: 18	Tabeleid: 3	Lisasid: 1
Osakond: Keskkonnakaitse ja maastikukorraldus Uurimisvaldkond: Hüdrogeoloogia, geoplaneering ja ehitusgeoloogia (P470) ja keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll (T270) Juhendajad: Kaja Orupõld, Anne Kull Kaitsmiskoht ja aasta: Tartu 2018			
<p>Erapuurkaevudega võimaldatakse hõreasustusega aladel joogi- ja tarbevee olemasolu, mis on olulised tagamaks maapiirkondade jätkusuutlikku arengut. Peamiselt geoloogilistest tingimustest tulenevalt esineb Pärnu maakonnas erinevaid probleeme põhjavee kvaliteedis. Töö eesmärk oli kaardistada Pärnu maakonna põhjavee seisukord füüsikalise-keemiliste näitajate (ammooniumi, nitraadi, nitriti, naatriumi, kloriidi, elektrijuhtivuse, fluoriidi, mangaani, üldrauda, oksüdeeritavuse ja üldkareduse) alusel. Analüüsitavad andmed pärinevad veekasutuse andmebaasist, kust saadi info aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude põhjavee kvaliteedinäitajate kohta. GIS analüüsi käigus interpoleeriti kriging meetodi abil füüsikalise-keemiliste näitajate levikukaardid. Kriging meetodil interpoleeritud tulemusi võrreldi 2016. aastal teostatud põhjavee keemilise seire andmetega. Kvaliteedinäitajaid hinnati sotsiaalministri määruses number 1 „Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded“ lisas 2 toodud kvaliteediklasside alusel. Halvema kvaliteediga põhjavesi Pärnu maakonnas uuritud 11 füüsikalise-keemilise näitajate interpoleerimisest saadud tulemuste alusel on kaevudes, mis kasutavad Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumite vett rannikuäärsel alal ja Kesk-Devoni põhjaveekogumi vett Lääne-Eesti vesikonnas. Ammooniumi 1,5 mg/l kõrgemaid kontsentratsioone on esinenud Kihnus ja Pärnu-Jaagupis. Merevee mõjust tingitud põhjavee soolsust esineb Audrus, Saugas, Kihnus ja Virtsus. Fluoriidi sisaldus põhjavees ületas kontsentratsiooni 1,5 mg/l Audrus, Tõstamaal ja Lihulas. Kesk-Devoni põhjaveekogumis Lääne-Eesti vesikonnas, esineb mangaani, kõrgemates kontsentratsioonides, kui piirväärtus 50 µg/l. Raua sisaldus põhjavees on kõrge, jäädes vahemikku 200–10000 µg/l peaaegu terve Pärnu maakonna ulatuses. 2016. aasta riikliku põhjaveekogumite keemilise seire Pärnu maakonnas paiknevate seirekaevudest mõõdetud väärtused peamiselt kinnitasid interpoleerimise teel saadud tulemusi. Selleks, et põhjaveekogumite seire annaks täpsemat ülevaadet põhjaveekogumite seisundist, peaks seirekaeve olema Pärnu maakonnas tihedamalt ning nende jaotus maakonna piires ühtlasem.</p>			
Märksõnad: GIS analüüs, ordinary kriging, põhjavee seire, joogivee kvaliteedi näitajad			

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51006		Abstract of Master's Thesis	
Author: Helena Hallasoo		Specialty: Management of Urban and Industrial Landscapes	
Title: Groundwater quality in Pärnu County based on analysis of new drilled wells in years 2007–2017			
Pages: 63	Figures: 18	Tables: 3	Appendixes: 1
Department: Environmental Protection and Landscape Management Field of research: Hydrogeology, geographical and geological engineering (P470) and environmental technology, pollution control (T270) Supervisors: Kaja Orupõld, Anne Kull Place and date: Tartu 2018			
<p>Private drilled wells offer drinking and domestic water in sparsely populated areas and they play a significant role in local development. Due to geological conditions, there are various groundwater quality problems in Pärnu County. The aim of this study was to investigate spatial distribution of groundwater physico-chemical parameters (ammonium, nitrate, nitrite, sodium, chloride, electrical conductivity, fluoride, manganese, iron, oxidizability and total hardness). Data about groundwater physico-chemical parameters of wells drilled in years 2007–2017 were collected from Estonian water use database. GIS analysis kriging method was used to create the surface of measured physico-chemical parameters. Data about Estonian groundwater monitoring in year 2016 were used for comparison. The Regulation of the Minister of Social Affairs of 01 July 2003 No. 1 was used to evaluate groundwater physico-chemical parameters. Based on the interpolation results of 11 physico-chemical parameters, the worst-quality groundwater is in the Silurian-Ordovician groundwater bodies in the coastal zone and in Middle-Devonian groundwater body in West-Estonian river basin district. Ammonium concentrations higher than 1,5 mg/l have been identified in Kihnu and Pärnu-Jaagupi. Seawater intrusion has happened in Audru, Sauga, Kihnu and Virtsu. Fluoride concentrations over 1,5 mg/l in groundwater were in Audru, Tõstamaa and Lihula. Manganese higher than 50 µg/l has been determined in Middle-Devonian groundwater body in West-Estonian river basin district. Iron in Pärnu County groundwater is almost everywhere high – between 200–10000 µg/l. Data about Estonian groundwater monitoring in year 2016 mainly confirmed spatial analyses results. To get more trustworthy results from groundwater monitoring, there should be more monitoring wells in Pärnu County and they should be more evenly distributed.</p>			
Keywords: GIS analysis, ordinary kriging, groundwater monitoring, drinking water quality parameters			

SISUKORD

SISSEJUHATUS	6
1. PÕHJAVESI PÄRNU MAAKONNAS	8
1.1. Pärnu maakonna põhjaveekogumid	8
1.1.1. Kesk-Devoni põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas	10
1.1.2. Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas ja Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogum	11
1.1.3. Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum Devoni kihtide all Lääne-Eesti vesikonnas ja Siluri-Ordoviitsiumi Pärnu ning Matsalu põhjaveekogumid	12
1.1.4. Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas	14
1.2. Põhjavee seire	16
1.2.1. Seirevõrk	16
1.2.2. Põhjaveekogumite seisundi hindamine ja põhjavee kaitse	17
2. PÕHJAVEE FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD	19
2.1. Lämmastikuühendid ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-) ja nitrit (NO_2^-)	20
2.2. Kloriid (Cl^-)	22
2.3. Naatrium (Na^+)	23
2.4. Elektrijuhtivus (EJ)	24
2.5. Fluoriid (F^-)	24
2.6. Mangaan (Mn^{2+})	25
2.7. Üldraud ($\text{Fe}_{\text{üld}}$)	27
2.8. Oksüdeeritavus	28
2.9. Üldkaredus	28
3. MATERJAL JA METOODIKA	30
3.1. Andmete kogumise kirjeldus	30
3.1.1. Andmete kogumine veekasutuse andmebaasist	30
3.1.2. Põhjaveekogumite keemilise seire andmed	33
3.2. Andmetöötlus	34
4. TULEMUSED	37
5. ARUTELU	48
5.1. Pärnu maakonna põhjavee füüsikalise-keemilistest näitajatest	48
5.2. Põhjavee seirekaevudest ja põhjavee kaitsmisest Pärnu maakonnas	49
KOKKUVÕTE	51

KASUTATUD KIRJANDUS	53
SUMMARY	60
LISAD	62
Lisa 1. Sotsiaalministri 2. jaanuari 2003. a määruse nr 1 lisa 2	63

SISSEJUHATUS

Käesolev magistritöö käsitleb põhjavee seisundit Pärnu maakonnas, kus analüüsitakse enim kasutatavate põhjaveekogumite vee kvaliteedinäitajaid ja uuritakse nende ruumilist levikut. Pärnu maakonnas tarbitakse põhjavett enam kui 12 tuhat kuupmeetrit ööpäevas (Olesk 2016: 48). Peamiselt geoloogilistest tingimustest tulenevalt esineb selles maakonnas erinevaid veekvaliteedi probleeme, millele varasem kirjandus viitab. Pärnu maakonnas on pealiskorrana esindatud nii lubjakivi kui ka liivakivi, mis on ühtlasi terves Eestis kõige levinumad pealiskorra kivimid.

Eestis seiratakse aktiivselt Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundlikku ala, põlevkivi kaevandamise piirkonda ja Tallinna lähiümbrust, kus põhjavee tarbimine on väga suur ja inimtegevus avaldab põhjaveele negatiivset mõju. Pärnu maakonnas tehakse põhjaveekogumite seiret enne Eesti taasiseseisvumist (peamiselt 1960.–1970. aastatel) rajatud seirekaevudest ning nende tihedus ei vasta Euroopa Keskkonnaagentuuri nõuetele hõreda hajaasustusega aladel (Riigi tegevus... 2018: 14). Erakaevude kasutamise osakaal on madal võrrelduna ühisveevärgi kasutamisega, kuid siiski on kaevude olemasolu äärmiselt vajalik, et tagada maapiirkondade areng. Kvaliteetse joogivee saamine peab olema võimalik hajaasustusega maapiirkondades erakaevudest, nagu on võimalik joogivett saada linnades ja suuremates asulates ühisveevärgist kaudu. Põhjaveevarudega saab vastutustundlikult toimetada ainult siis, kui on detailselt teada põhjavee seisukord.

Magistritöö eesmärk on kaardistada Pärnu maakonna põhjavee seisukord füüsikalise-keemiliste näitajate (ammooniumi, nitraadi, nitriti, naatriumi, kloriidi, elektrijuhtivuse, fluoriidi, mangaani, üldrauda, oksüdeeritavuse ja üldkareduse) alusel. Tuginedes magistritöö eesmärgile püstitati järgnevad uurimisküsimused:

1. Kus Pärnu maakonnas esinevad sagedasemad põhjaveekvaliteedi probleemid aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude veeanalüüside tulemuste põhjal?
2. Kas aastal 2016 teostatud riikliku põhjaveekogumite vee keemilise seire raames saadud tulemused füüsikalise-keemiliste näitajate kohta Pärnu maakonnas kinnitavad aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevudest saadud andmeid?

3. Millised oleks soovitusel põhjaveekogumite seire paremaks korraldamiseks Pärnu maakonnas paiknevates põhjaveekogumites käesoleva töö tulemustest ja riiklikest aruannetest lähtuvalt?

Töö teoreetilises osas antakse ülevaade põhjaveekogumite seirest Pärnu maakonnas. Kirjeldatakse, millised on Pärnu maakonna geoloogilised tingimused ja selgitatakse geoloogiliste tegurite mõju põhjavee keemilise koostise kujunemisel. Seejärel kirjeldatakse töös uuritavat 11 füüsikalise-keemilist näitajat, nende mõju põhjavee kvaliteedile ja tuuakse välja neile kehtestatud piirväärtused. Töö praktilises osas koostatakse Pärnu maakonna põhjavee kvaliteedinäitajate levikukaardid, mis interpoleeritakse ArcGISis kriging meetodil. Interpoleerimiseks kogutud andmed pärinevad veekasutuse andmebaasist (VEKA). GIS analüüsil saadud tulemusi võrreldakse põhjaveekogumite 2016. aasta riikliku põhjaveeseire tulemustega. Kõik töös esitatud kaardid on koostatud töö autori poolt 2018. aastal ja orienteeritud põhjasuunas.

Töö autor tänab oma juhendajaid Kaja Orupõldu ja Anne Kulli lõputöö juhendamise, kasulike nõuannete ja märkuste eest.

1. PÕHJAVESI PÄRNU MAAKONNAS

Põhjavesi on taastuv loodusvara, mis on vajalik kogu maailma elustikule. Seda leidub nii pinnases kui kivimites ehk siis ta esineb pinnasepoorides, pinnaseosakeste vahelistes tühimikes ning aluspõhjakivimite lõhedes ja tühimikes (Granath *et al.* 1996: 6). Põhjavee kvaliteet oleneb suuresti veetekkepiirkonna hüdrogeoloogilistest oludest (Law *et al.* 2017: 561). Vee keemiline koostis kujuneb vee, mineraalide ja gaaside omavaheliste reaktsioonide tagajärjel (Biddau *et al.* 2017: 244). Iga geoloogilise ajastu vältel kujunenud kivimid mõjutavad erinevalt seal paikneva põhjavee kvaliteeti ja kujundavad vee keemilist koostist (Law *et al.* 2017: 561). Oluline on ka sademete hulk ja sagedus, keemiliste ja bioloogiliste protsesside toimumine pinnases, põhjaveekihtide mineraloogiline koostis ja nende mineraalide lahustumine ja segunemine (Biddau *et al.* 2017: 244). Kliimamuutustel on mõju põhjaveele tingituna sademete hulgast, lume sulamise ajast ning kogusest ja meretaseme tõusust (Kløve *et al.* 2014: 251; Nõges *et al.* 2012: 215). Seoses sügis-talvise perioodi sademetehulga kasvuga suureneb sademevee infiltratsioon põhjavette ja parandab maapinnalähedaste põhjaveekihtide toitumist. Keskmise meretaseme tõusu korral suureneb merevee sissetungi oht põhjaveekihtidesse (Nõges *et al.* 2012: 215). Mõju põhjavee keemilisele koostisele võivad avaldada ka selle ümber paiknevad teised veekogumid. Erakaevu rajamisel on avataval põhjaveekihil oluline roll määramaks ära kaevust saadava vee kvaliteet (Law *et al.* 2017: 564).

1.1. Pärnu maakonna põhjaveekogumid

Selleks, et mõista põhjavee keemilise koostise kujunemise tagamaid, peab tundma hüdrogeoloogiat. Eesti geoloogilise läbilõike aluse moodustab monoliitne aluskord, mis koosneb kristalsetest moonde- ja tardkivimitest. Kohati esineb aluskorra kivimite mõnekümne meetri paksuses ülemises osas lõhesid, kus leidub vähesel määral ka vett. Aluskorral lasub pealiskord, mis koosneb (alt üles) Ediacara (varasem nimetus Vend), Kambriumi, Ordoviitsiumi, Siluri ja Devoni ladestu sette kivimitest ning pinnakattest, mille moodustavad Kvaternaari ladestu purdsetted (joonis 1). Põhjavesi esineb kogu Eesti

territooriumil. Enamasti on põhjaveekihtid maapinna läheduses ja kergesti kättesaadavad (Karise *et al.* 2004: 14). Võttes arvesse Kvaternaari veekompleksi ja kristalse aluskorra veekompleksi põhjavee suhteliselt piiratud kasutamist erapuurkaevudes, siis neid antud töös ei käsitleta.

ALUSPÕHI		PINNAKATE	LADESTU	
ALUSKORD		PEALISKORD	SETTED	KVATERNAAR
MAGMAKIVIMID MOONDEKIVIMID			SETTEKIVIMID	DEVON SILUR ORDOVIITSIUM KAMBRIUM EDIACARA
				KALYMMA STATHER OROSIR

Joonis 1. Eesti ladestud (Kildjer 2017: 10).

Aluspõhja settekivimite läbilõikes vahelduvad vettjuhtivad liivakivid ja karbonaatsed kivimid (lubjakivi ja dolomiit) vettpidavate savi, mergli, savika lubjakivi ning monoliitse lubjakivi kihtidega. Liivakivis on vett kogu läbilõike ulatuses, karbonaatkivimite veeand sõltub nende lõhelisusest ja väheneb kiiresti sügavuse suunas. Alates 100–120 m sügavusest on karbonaatkivimid enamasti monoliitsed ja veetud (Karise *et al.* 2004: 15). Geoloogilised tingimused määravad suures osas veereservuaari kaitstuse ja võimaliku reostuse ohu. Veereservuaar on hästi kaitstud kui pindmised horisondikihid on vett raskelt läbi laskvad või heade filtreerivate omadustega (Jaaku 2016).

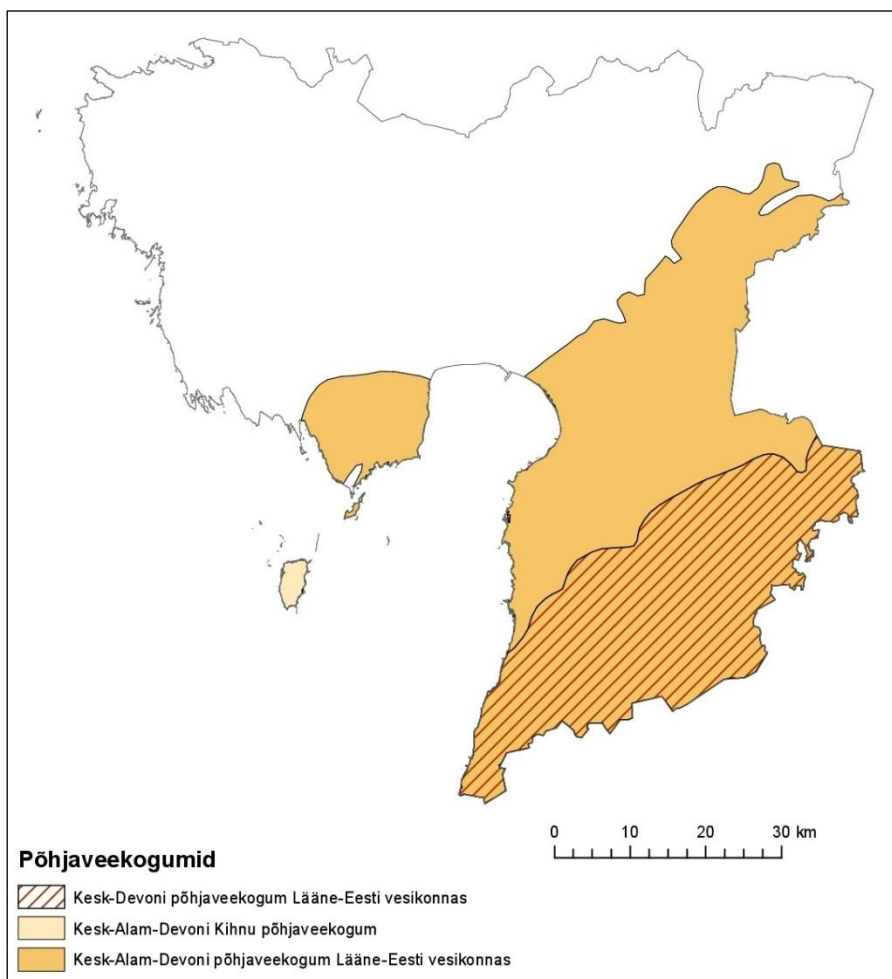
Põhjaveekihtidest on moodustatud põhjavee seisundi hindamiseks põhjaveekogumid. Põhjaveekogumi ulatuse määramisel arvestatakse põhjaveekogumi hüdrogeoloogilisi tingimusi, sealhulgas põhjavee looduslikku keemilist koostist, kivimite füüsikalisi-keemilisi

ja veelisi omadusi, veevahetuse kiirust, tundlikkust hüdrokeemiliste mõjurite suhtes, inimtegevuse võimalikku mõju ning sotsiaal-majanduslikke aspekte (Põhjaveekogumite moodustamise... 2009, § 3 lg 2). Ühes põhjaveekihi võib olla moodustatud mitu põhjaveekogumit. Eestis on moodustatud 39 põhjaveekogumit (Keskkonnaministeerium 2016: 193) ja 7 neist on esindatud Pärnu maakonnas (Keskkonnaagentuur 2017). Enamik põhjaveekogumeid ulatuvad Pärnu maakonna piiridest kaugemale. Eestis pole riigi piiri üleseid põhjaveekogumeid moodustatud (Keskkonnaministeerium 2016: 78). Põhjaveekogum moodustatakse juhul, kui on täidetud vähemalt üks järgmistest tingimustest: on kinnitatud vastava põhjaveekihi põhjaveearu; põhjaveekihi tarbib vett vähemalt 50 inimest; põhjaveekihi tootlikkus on vähemalt 10 m³ ööpäevas; põhjavee looduslik keemiline koostis on selline, mis võimaldab põhjavett joogiveeks kasutada (Põhjaveekogumite moodustamise... 2009, § 3 lg 1). Järgnevalt kirjeldatakse Pärnumaal kasutuses olevaid põhjaveekogumeid.

1.1.1. Kesk-Devoni põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas

Kesk-Devoni põhjaveekogumi vesi Pärnumaal (joonis 2) on enim kasutusel Häädemeeste piirkonnas (Raukas, Teedumäe 1997: 140). Kesk-Devoni veekihi levivad Pärnu maakonnas eeskätt Aruküla (D_{2ar}) ja Burtnieki (D_{2br}) lademe valges, kollakas või punakaspruunis liivakivis ja aleuroliidis (milledes esineb savi vahekihte ja läätsi) (Perens *et al.* 2005: 9). Vesi liigub vettandvate kivimite poorides ja ka lõhedes (Karise *et al.* 2004: 17). Veekompleks paljandub vaid kohati sügavamates jõeorgudes, mujal katavad seda kvaternaarisetted, mille paksus muutub vahemikus 5–80 m (Raukas, Teedumäe 1997: 140). Ligikaudu kolmandiku veekompleksi mahust hõlmavad savikad kivimid, mis keskmiste või nõrkade veepidemetena toimides moodustavad tõenäoliselt rea lokaalse levikuga survelisi veekihte. Tänu valdavalt moreenist koosneva pinnakatte suurele paksusele on suuremal osal veekompleksi levikualast põhjavesi hästi kaitstud. Mineraalainete sisaldus on tavaliselt vahemikus 0,3–0,5 g/l. Katioonide ja anioonide omavahelise suhte järgi on ülekaalus põhjavesi, kus HCO₃ > Ca+Mg. Ainult Iklast põhja pool esineb ka HCO₃-Na-Mg-tüüpi vett. Pärnu lahe läheduses avaldab vee keemilisele koostisele mõju mere lähedus ja seepärast esineb sealses vees tavapärasest rohkem Na⁺ ja Cl⁻ ioone. Veekogumile on iseloomulik kõrge rauasisaldus aritmeetilise keskmisega 1,27 mg/l (Perens *et al.* 2005: 9), kohati on rauda vees palju (kuni 7 mg/l) (Alasi *et al.* 2001: 13). Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava kohaselt esineb

antud põhjaveekogumi vees looduslikke komponente nagu raud, ammoonium ja mangaan, mis tekitavad probleeme joogiveeallika kasutamisel (Keskkonnaministeerium 2016: 79).



Joonis 2. Devoni põhjaveekogumid Pärnu maakonnas (Keskkonnaagentuur 2015).

1.1.2. Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas ja Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogum

Kesk-Alam-Devoni veekihtid levivad Lõuna-Eestis Narva lademe (D_{2nr}) savikas aleuroliidis, domeriidis, merglistes ja savikates kihtides, mille kogupaksus on kuni 100 m. Narva veepideme all lamavad vettandvad Kesk-Devoni Pärnu (D_{2pr}) ja Alam-Devoni Rezekne ja Tilze lademe peeneteralised nõrgalt tsementeerunud liivakivid ja aleuroliidid, milles esineb savikaid ja dolomiitse tsemendiga liivakivi vahekihte (Perens *et al.* 2005: 11). Kesk-Alam-Devoni ja Kesk-Devoni põhjaveekogumite peamiseks toitealaks on Sakala kõrgustik (Keskkonnaministeerium 2016: 219). Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogumid

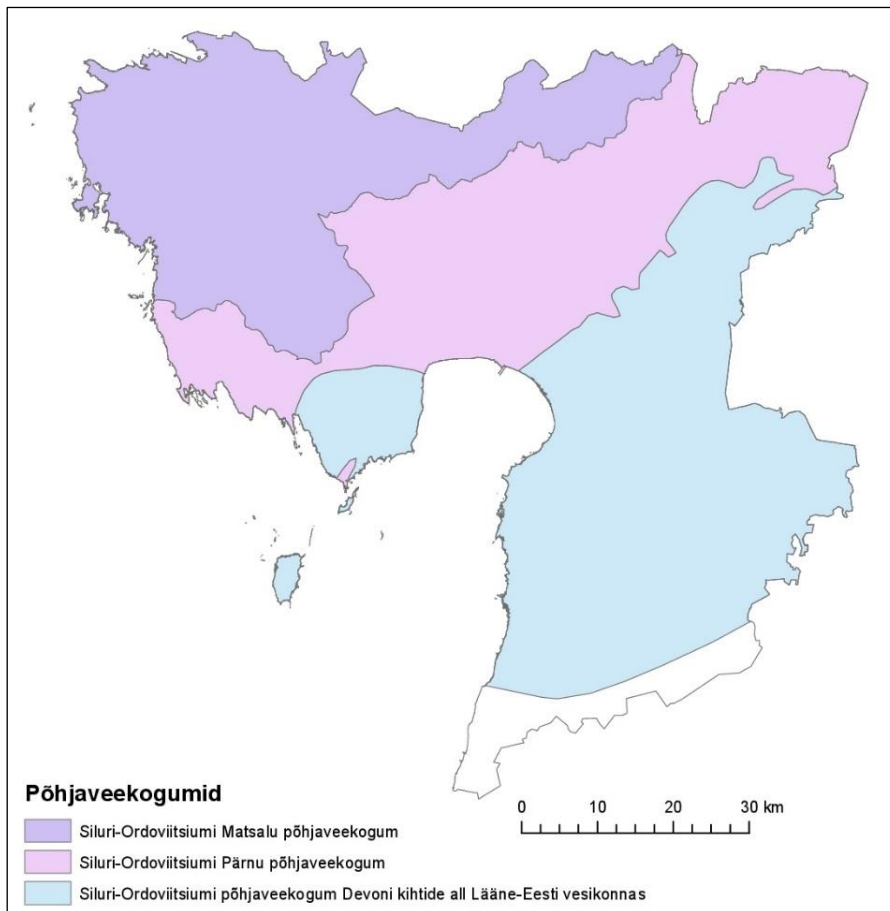
levivad Tõstamaa poolsaarel, Pärnu jõest lõunapoolsel alal ja Kihnu saarel (joonis 2) (Savitski *et al.* 2003: 6). Kuna põhjaveekogumi Kesk-Devoni Pärnu (D₂pr) ja Alam-Devoni Rezekne ja Tilze lademe avamusala on võrdlemisi kitsas ja kaetud suhteliselt paksu savika kvaternaarisetete kihiga, siis on kompleksi põhjavee looduslik reostuskaitstus üks paremaid Eestis (Perens *et al.* 2005: 11). Kesk-Alam-Devoni põhjavesi liigub vettandvate kivimite poorides ja ka lõhedes ning on enamasti survevaba, kusjuures survepind ulatub madalamatel aladel kohati üle maapinna, põhjustades kaevudel ülevoolu (Karise *et al.* 2004: 17). Pärnus kasutatakse veekompleksi koos lamavate Siluri kihtidega. Seda vettandavate kihtide kooslust on nimetatud ka Kesk-Alam-Devoni-Siluri veekompleksiks ja peetud tema kohta ühtset veevõtu ja põhjaveevaru arvestust. Kivimite kollektoromadustest lähtuvalt on õigem käsitleda terrigeenset ja karbonaatset kivimikompleksi siiski eraldi. Kesk-Alam-Devoni põhjavesi on enamasti mage, mineraalainete sisaldusega 0,3–0,5 g/l. Veekompleksi avamusalal valdab HCO₃-Ca-Mg-tüüpi vesi, mis avamusest lõuna pool laia vööndina asendub HCO₃-Mg-Ca- ja HCO₃-Na-Mg-tüüpi veega. Kõige suurem probleem on raua suhteliselt suur sisaldus (aritmeetiline keskmine 0,69 mg/l) (Perens *et al.* 2005: 11). Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava kohaselt esineb Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogumis Lääne-Eesti vesikonnas looduslikke komponente nagu raud, ammonium, fluor ja Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogumis rauda ja ammoniumi, mis tekitavad probleeme joogiveeallika kasutamisel (Keskkonnaministeerium 2016: 79).

1.1.3. Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum Devoni kihtide all Lääne-Eesti vesikonnas ja Siluri-Ordoviitsiumi Pärnu ning Matsalu põhjaveekogumid

Pärnu maakonnas levivad Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumid peaaegu kõikjal (joonis 3) ning on põhiliseks veevarustusallikaks maakonna põhjapoolses osas. Pärnu maakonna Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumite peamiseks toitealaks on Pandivere kõrgustik (Keskkonnaministeerium 2016: 216). Põhjavesi levib Siluri ja Ordoviitsiumi ladestu lubjakivis ja dolomiidis, milles esinevad savikama koostisega vahekihid (Karise *et al.* 2004: 12). Selle kivimikompleksi 30 m paksune ülemine osa on tugevasti karstunud ja lõhestunud. Karstiõõnsused kujutavad endast valdavalt aluspõhja kihilisuse ja püstitõhede järgi kulgevaid kuni poolemeetrise kõrgusega kanaleid. Kavernoossus on eriti levinud dolomiidis ja dolomiidistunud lubjakivis. Lasumussügavuse suurenedes karbonaatkivimite lõhelisus ja karstumus vähenevad ja nad muutuvad vettpidavaks (Perens *et al.* 2005: 11). Siluri-

Ordoviitsiumi põhjaveekihid toituvad avamusalal sademeveest ja võivad kergesti reostuda, eestkätt õhukese pinnakattega aladel. Madalamatel aladel on Siluri-Ordoviitsiumi põhjavesi survealine, kusjuures survetase võib kõrgustike jalamil ja jõeorgudes ulatuda 0,5–2 m võrra üle maapinna (Karise *et al.* 2004: 18). Seal leidub ka palju allikaid ja ülevoolavaid kaeve (Perens *et al.* 2005: 12). Põhjaveevool suundub Pärnu lahe poole (Savitski *et al.* 2003: 7).

Enamasti formeerub karbonaatses kompleksis mage $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ -tüüpi vesi, mineraalsusega 0,3–0,6 g/l, rannikualadel $\text{Cl-HCO}_3\text{-Na-Ca}$ tüüpi vesi, mineraalsusega 0,9–1,2 g/l. Kõrgendatud mineraalsus kloriid- ja naatriumioonide arvelt on tingitud merevee mõjust (*Ibid.*: 7). Nitraatide keskmine sisaldus on Siluri veekompleksis 4,51 mg/l ja Ordoviitsiumi veekompleksis 6,66 mg/l (Perens *et al.* 2005: 13). Põhjavees kohati esinev ammooniumi kõrgendatud sisaldus on tõenäoliselt seotud soode mõjuga, kus toimub orgaanilise aine lagunemine (Audru ja Tõstamaa piirkond) (Savitski *et al.* 2003: 7). Erandiks on raud, mille keskmine sisaldus Siluri veekompleksis on 0,52 mg/l ja Ordoviitsiumi veekompleksis 0,77 mg/l. Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekihtides on ka Ca^{2+} ja Mg^{2+} suur sisaldus ning vesi on kare (Perens *et al.* 2005: 13). Mikrokomponentidest on põhjavees suur fluoriidide sisaldus (1,7–5,5 mg/l). Ka boorisaldus ületab tihti joogiveele lubatud 1 mg/l. Fluoriidide suur sisaldus on seotud geoloogilise läbilõike geokeemiliste tingimustega. Olemasolevate andmete põhjal eeldatakse, et fluori allikateks on Jaani ja Adavere lademe savikas lubjakivi ja mergel. Vööndis, kus Adavere lade väljub Kvaternaari setete alla, on pinnase fluorisaldus anomaalselt suur (Savitski *et al.* 2003: 11). Veemajanduskava kohaselt esineb Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumis Devoni kihtide all Lääne-Eesti vesikonnas looduslike komponentidena kloriide, fluori, ammooniumi, rauda, mangaani ja boori ja Siluri-Ordoviitsiumi Pärnu ning Matsalu põhjaveekogumites lisaks eelnevalt loetule ka naatriumi, mis tekitavad probleeme joogiveeallika kasutamisel (Keskkonnaministeerium 2016: 79).



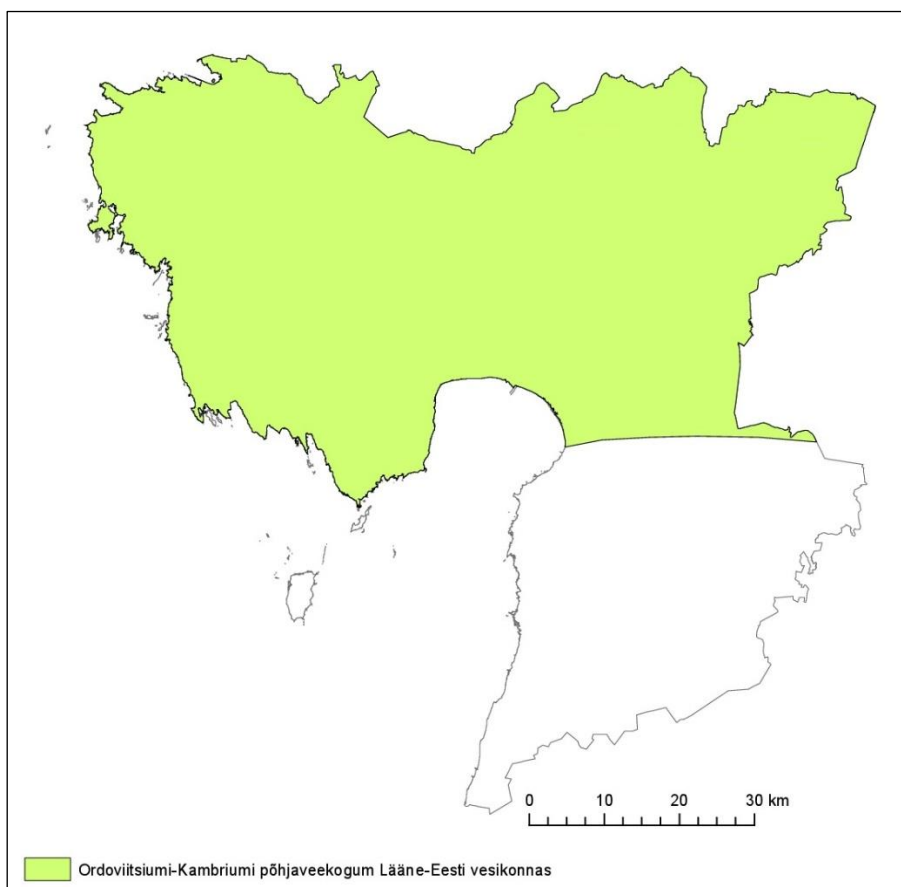
Joonis 3. Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumid Pärnu maakonnas (Keskkonnaagentuur 2015).

1.1.4. Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas

Ordoviitsiumi-Kambriumi veekihi põhjavesi levib Pärnu maakonnas Siluri-Ordoviitsiumi regionaalse veepideme all (joonis 4) Alam-Ordoviitsiumi Pakerordi lademe ja Alam-Kambriumi kihistute peeneteralises liivakivis ja aleuroliidis. Veekompleksi sügavus maapinnast suureneb 10–20 meetrist Põhja-Eesti pankrannikul kuni 500 meetrini Eesti lõunapiiril. Põhjaveekihi peamiseks toitumisalaks on Pandivere kõrgustik, kus Ordoviitsiumi kihtidest läbi Siluri-Ordoviitsiumi regionaalse veepideme nõrgunud vesi valgub surveliste filtratsioonivooludena laiali radiaalsuundades. Vee survepinna absoluutkõrgus on seal looduslikes tingimustes kuni 70 m. Veekompleks on oluliseks ühisveevarustuse allikaks Põhja-Eestis, kuid teda kasutatakse ka Pärnus, Viljandis ja Tartus (Perens *et al.* 2005: 13; Raukas, Teedumäe 1997: 143). Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogumi vett kasutatakse Pärnu maakonnas vähe, kuna põhjaveekogum lasub

eelnevalt kirjeldatud põhjaveekogumite all ning üldjuhul ei nähta vajadust ammutada vett erakaevu tarbeks sügavamatest veekihtidest.

Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogumi vesi on maapinnalt lähtuva reostuse eest kaitstud (Karise *et al.* 2004: 18). Vee keemiline koostis ja mineraalsus on Eesti mõistes piirkonniti väga erinev. Lõuna-Eestis ja Lääne-Eesti saartel suureneb veekompleksi lasumussügavuse suurenedes põhjavee mineraalsus ja valdavaks saab Cl-HCO₃-Na-Mg-, Cl-HCO₃-Na-Ca- ning Cl-Na-tüüpi vesi (Perens *et al.* 2005: 14). Suure kloriidide sisalduse tõttu ei vasta põhjavesi joogivee kvaliteedinõuetele (Savitski *et al.* 2003: 11, 12). Mageda vee levikualal vastab vee keemiline koostis enamasti joogiveenormidele. Ligikaudu 80% veekompleksi levikualast on pehme veega – üldkaredus 1,5–5 mg-ekv/l. pH varieerub väga kitsastes piirides – 7,0–8,0. Suurt rauasisaldust (üle 1,0 mg/l) on täheldatud Põhja-Eestis (Perens *et al.* 2005: 14).



Joonis 4. Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogum Pärnu maakonnas (Keskkonnaagentuur 2015).

1.2. Põhjavee seire

Põhjavee seire on riikliku keskkonnaseire programmi üks allprogrammidest (Riikliku keskkonnaseire... 2017, § 2 lg 1), mille ülesandeks on lühidalt põhjavee kvaliteedi ja kvantiteedi hindamine, põhjaveekihtide seisundi hindamine ja põhjavee kaitsemeetmete väljatöötamine (*Ibid.*, § 3 lg 3). Põhjaveeseiret teostatakse veeseireprogrammi järgi. Veeseireprogramm on Eesti pinna- ja põhjavee seisundist tervikliku ülevaate saamiseks koostatud tegevuskava, mis võtab arvesse Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik (Keskkonnaministeerium 2015: 4). Põhjaveeseire teostamiseks on moodustatud põhjaveekogumid ja seiratakse põhjaveekogumi koguselist ja keemilist seisundit (*Ibid.*: 33).

1.2.1. Seirevõrk

Põhjaveekogumite koguselise seisundi seirevõrgu koostamisel on võetud arvesse põhjaveekogumite hüdrogeoloogilisi tingimusi, põhjavee kaitstust, põhjaveekogumitele mõjuvaid survetegurid ning põhjaveest sõltuvaid maismaa- ja veeökosüsteeme (*Ibid.*: 33). Põhjaveekogumite keemilise seisundi seirevõrk on koostatud selliselt, et see võimaldab anda iga põhjaveekogumi keemilise seisundi osas usaldusväärse hinnangu. Samuti peab seirevõrk võimaldama kirjeldada põhjavee keemilises koostises toimuvaid looduslikke ja inimtekkelisi muutusi, avastada põhjavees sisalduvaid saasteaineid ning saasteainesisalduse olulisi ja püsivaid kasvusuundumusi ning hinnata keskkonnamärgide saavutamist põhjaveest sõltuvatel kaitset vajavatel aladel (*Ibid.*: 39).

Seirekaevude asukohtade sobivuse hindamisel arvestatakse aastatel 1960–1970 kogu Eestis läbi viidud geoloogilis-hüdrogeoloogilise kaardi (möötkavas 1:200 000) ja Eesti geoloogilise baaskaardi (möötkavas 1:50 000) andmetega (*Ibid.*: 40). Koguselise seisundi seire raames mõõdetakse veetaset Pärnu maakonnas 7 seirekaevust (Keskkonnaagentuur 2016b) ja keemilist seire kõigus võetakse põhjaveest proove 12 kaevust. Põhjavee keemilise seire kaevude paigutus Pärnu maakonda puudutavates põhjaveekogumites on ebaühtlane. Suuremalt eristub Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas ja Siluri-Ordoviitsiumi Matsalu ning Pärnu põhjaveekogumid, kus seirekaeve on tihedamalt põhja pool ja sellest tulenevalt on nende põhjaveekogumite seirekaeve Pärnu maakonnas

vähe (Keskkonnaagentuur 2017). 2018. aasta alguses avalikustatud riigikontrolli aruandes „Riigi tegevus põhjavee kaitsmisel“ on välja toodud, et osaliselt Pärnu maakonnas paiknevates põhjaveekogumites Siluri-Ordoviitsiumi Pärnu põhjaveekogumis ja Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogumis Lääne-Eesti vesikonnas on seirekaevud hõredalt paigutatud ja Euroopa Keskkonnaagentuuri soovitus, et hõreda asustusega alal oleks vähemalt üks seirepunkt 100 km², pole täidetud (Riigi tegevus... 2018: 14). Keskkonnaministeeriumil on kavas tellida 2018.–2019. aastal hüdrogeoloogiline uuring, mille raames vaadatakse üle põhjavee seirevõrk ja koostatakse põhjaveekogumite kontseptuaalsed mudelid, mille alusel seirepunktid määratakse (*Ibid.*: 42).

1.2.2. Põhjaveekogumite seisundi hindamine ja põhjavee kaitse

Põhjaveekogumite seire käigus määratakse kõikidele põhjaveekogumitele seisundiklass. Seisundiklasse on kaks – hea ja halb. Põhjaveekogumi seisund määratakse põhjaveekogumi keemilise seisundi ja koguselise seisundi alusel, kus lähtutakse põhimõttest „üks halb – kõik halb“. Juhul, kui inimtegevuse tõttu võib põhjaveekogumi seisund muutuda halvaks, on põhjaveekogum ohustatud (Keskkonnaministeerium 2016: 193). Seisundi hindamise aluseks on põhjaveedirektiivis 2006/118/EÜ sätestatud seisundi hindamise üldpõhimõtted ja kvaliteedi näitajad, mille rakendamiseks on välja töötatud vastavad testid (Keskkonnaministeerium 2015: 40). Hindamiseks tuleb teha kokku viis keemilise ja neli koguselise seisundi testi (Riigi tegevus... 2018: 14). Põhjaveekogumite testides hinnatakse soolase või muu vee sissetungi, põhjaveekogumi seisundit sellega seonduvast pinnaveekogumist ja maismaaökosüsteemidest lähtuvalt, põhjaveekogumi joogivee kvaliteeti, põhjaveekogumi veekvaliteeti ja veebilansi üldiselt (Türk 2017: 10).

Põhjaveekogumite seisundit hinnatakse iga kuue aasta järel ja selleks kasutatakse samu seirepunkte (Riigi tegevus... 2018: 14). Riigikontrolli aruande alusel on põhjavee seisundile antud hinnangud vähe usaldusväärsed. Põhjenduseks on toodud, et põhjaveeseire käigus ei saada piisavat infot põhjaveekogumite kvaliteedi ja selle muutuste kohta, andmeid napib põhjaveeseisundi hindamiseks, seirevõrk on osades piirkondades hõre, vaatlused on lünklikud ning ülevaateseiret pole toetatud operatiivseirega (*Ibid.*: 16). Kõikide Pärnu maakonnas paiknevate põhjaveekogumite seisundiklass on hinnatud heaks (Keskkonnaministeerium 2016: 89, 90, 95-97).

Vee kaitse ja kasutamise abinõude planeerimiseks koostatakse veemajanduskavasid, mille üheks osaks on põhjavee kaitse korraldamine. Veemajanduskavasid on vesikondadest lähtuvalt kokku kolm ja Pärnu maakonda hõlmab neist Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava. Hetkel kehtiv ajakohastatud veemajanduskava on koostatud aastateks 2015–2021 (Keskkonnaministeerium 2016: 13). Veemajanduskavas on välja toodud meetmed halvas ja ohustatud seisundis põhjaveekogumitele. Näiteks Pärnu maakonnaga seondult on planeeritud Pärnu linna joogiveega varustava Reiu veehaarde toiteala projekti koostamine ja eelhinnangu koostamine Lihula vallas Tuudi külas paikneva väetisehoidla jääkreostusega alale (Keskkonnaministeerium 2018).

2. PÕHJAVEE FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD

Joogivee võtmiseks rajatud puurkaevust, mis ei ole ühisveevärgi osa, peab enne kasutusele võtmist määrama 24 erinevat näitajat. Nendeks on organoleptilised näitajad (värvus, hägusus, lõhn), füüsikalisk-keemilised näitajad (oksüdeeritavus, elektrijuhtivus, pH, üldkaredus, ammonium, fluoriid, kaalium, kaltsium, kloriid, magneesium, mangaan, naatrium, nitraat, nitrit, raud, sulfaadid, vesinikkarbonaadid) ja mikrobioloogilised näitajad (*Coli*-laadsed bakterid, Enterokokid, *Escherichia coli*, kolooniate arv 22 °C) (Nõuded salvkaevu... 2015, § 19 lg 1). Kõikide rajatud puurkaevude veeanalüüside tulemused antud näitajate kohta on avalikult veekasutuse andmebaasis (VEKA) kättesaadavad. Lähtudes Pärnu maakonna põhjaveekogumites enim probleeme põhjustavatest näitajatest, põhjaveekogumite seire käigus määratavatest näitajatest ja rajatud puurkaevude avalikest andmetest, keskendutakse antud töös 11 põhjavee füüsikalisk-keemilisele näitajale: ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), naatrium (Na^+), kloriid (Cl^-), elektrijuhtivus (EJ), fluoriid (F^-), mangaan (Mn), üldraud ($\text{Fe}_{\text{üld}}$), oksüdeeritavus (PHT) ja üldkaredus. Nimetatud näitajate puhul vajab vesi sageli täiendavat töötlemist enne joogiveeks kasutusele võtmist. Järgnevates alapeatükkides kirjeldatakse antud näitajate võimalikku päritolu, nende mõju joogivee kvaliteedile ja kehtestatud piirväärtusi.

Joogivee kvaliteet klassifitseeritakse keemiliste näitajate piirväärtuste alusel, mis on määratletud 01.07.2003 jõustunud sotsiaalministri määruses number 1 „Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded“ lisa 2 (lisa 1) (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2). Sõltuvalt vee kvaliteediklassist tuleb joogivee kvaliteedi tagamiseks kasutada vastavaid põhjavee töötlusmeetodeid. Esimesse kvaliteediklassi jääv vesi ei vaja töötlemist. Teise kvaliteediklassi vett tuleks kas aereerida raua ärastamiseks ja/või filtreerida. Kolmanda kvaliteediklassi puhul tuleb rakendada vee eritöötlusmeetodid, mis võimaldavad tagada kvaliteetse joogivee saamise kõikide näitajate osas, vajadusel tuleb vett ka desinfitseerida (*Ibid.*, § 6 lg 3). Põhjaveest, mille näitajate piirväärtused ületavad kolmanda kvaliteediklassi näitajate piirväärtusi, ei tohi valida joogiveeallikaks (*Ibid.*, § 3 lg 3).

2.1. Lämmastikuühendid ammoonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-) ja nitrit (NO_2^-)

Lämmastikuühendid on üheks levinumaks inimestekeliseks saasteaineks joogivees ja suurenevaks probleemiks maapiirkondades, kus tegeletakse põllumajandusega (Wheeler *et al.* 2015: 481). Lämmastikväetistega (ka orgaanilistega) põldude väetamise tagajärjel satub keskkonda enim lämmastikuühendeid ja seda kordades enam kui loomuliku lämmastikuringe puhul (*Ibid.*: 482). Väetistes esineb lämmastikku kahel erineval kujul: NH_4^+ ja NO_3^- . Lämmastikuühendid on vajalikud taimede kasvuks. Taimede poolt kasutamata jäänud lämmastikuühendid liiguvad edasi pinna- ja põhjavette ja olenevalt taimkattest võib põhjavette sattuda lämmastikuühendeid ka suurtes kogustes. See, mis juhtub lämmastikühenditega mullas edasi, on sõltuv keskkonna pH- st, hapnikusisaldusest ja temperatuurist (WHO 2016: 2). Üheks võimaluseks on, et mulda sattudes toimub NH_4^+ -iooni oksüdeerimine nitritiks (NO_2^-) ja edasi nitraadiks (NO_3^-) nitrifitseerivate bakterite abil (Beeckman *et al.* 2018: 166). Kõige tundlikumad lämmastikuühendite reostusele on karstialad ja kaitsmata põhjaveega alad (Metsur, Valdmaa 2003). Lämmastikuühenditega saastunud vee tarbimist seostatakse methemoglobineemiaga ja teatud tüüpi vähkkasvajate tekkega (Wheeler *et al.* 2015: 482). Nitraati ja nitritit sisaldava joogivee tarvitamisega kaasneva terviseriski vähendamiseks ja ennetustööks on oluline õigete analüüsitulemuste saamine ning seepärast on nende ionide määramiseks välja töötatud palju erinevaid analüütilisi meetodeid (Li *et al.* 2011: 476).

Ammooniumi kontsentratsioonid pinna- ja põhjavees on tavaliselt madalad aladel, kus inimene ei ole vett saastanud. Peamisteks saastajateks on erinevad heitveded, mis jõuavad pinnaveest edasi põhjavette. Saasteallikaks võib olla olme- ja tööstuslik heitvesi või näiteks prügilate ja sõnnikuhoidlate nõrgvesi (Huang *et al.* 2018: 174). Suurenenud NH_4^+ kontsentratsioon toob kaasa soovimatuid muutusi ökosüsteemis ja selle toimimises ning põhjustab eutrofeerumist (Vu *et al.* 2018: 560). Ammooniumiga saastunud joogivee töötlemisel võivad tekkida kahjulikud kõrvalsaadused ja on soodustatud nitrifitseerivate bakterite kasv veetorudes ja -puhastusseadmetes (Huang *et al.* 2015: 1), mis omakorda põhjustavad joogiveele lõhna ja maitse probleeme (WHO 2017: 313). Madalates kontsentratsioonides esineb NH_4^+ põhjaveekihtides, mis paiknevad settekivimites. Ammoonium võib tekkida redutseerivates tingimustes orgaanilise aine mikrobioloogilise lagunemise tulemusena. Looduslikes tingimustes sõltub NH_4^+ kontsentratsioon põhjavees

toimuvatest ioonvahetusreakstioonidest, millesse on kaasatud erinevad mineraalid nagu näiteks vilgud, päevakivid, savimineraalid (Sasamoto *et al.* 2018: 318). Joogivees sisalduv ammonium ei ole otsene oht inimese tervisele ja Maailma Terviseorganisatsioon (inglisekeelse nimetusega World Health Organization, lühendatult WHO) ei ole kehtestanud konkreetseid piirväärtusi (WHO 2017: 313). Ameerika Ühendriikide Keskkonnakaitseagentuur (inglisekeelse nimetusega United States Environmental Protection Agency, lühendatult EPA) on kehtestanud ammoniumi piirväärtuseks 0,3 mg/l (EPA 2014). Joogiveeallikana kasutada kavatsetava põhjavee ammoniumi sisalduse kõrgeimaks piirväärtuseks on sotsiaalministri määruse järgi 2 mg/l (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

Nitritioonide tekkimine on lämmastikuringe üks etappidest. Keskkonda sattunud lämmastikuühendite lagunemise tulemusena tekib NO_2^- . Selle olemasolu põhjavees näitab bakterite aktiivsust ja orgaanilist saastatust (Aydın *et al.* 2005: 1181). Nitriti sisaldus joogivees, põllumajandussaadustes ja toidus avaldab negatiivset mõju nii inimestele kui ka loomadele (Li *et al.* 2011: 476). Ka madalate kontsentratsioonide juures võib NO_2^- inimese organismi sattudes moodustada amiinidega kokkupuutel kantserogeenseid ühendeid. Peale selle võib nitrit häirida hapniku transporti veres ja põhjustada methemoglobineemiat (Zheng *et al.* 2018: 101). Nitriti kõrge kontsentratsioon joogivees on otsene oht inimese tervisele ja paljudes riikides on kehtestatud NO_2^- piirmäär (Zhang *et al.* 2018: 104). Maailma Terviseorganisatsioon on kehtestanud nitriti piirväärtuseks joogivees 3 mg/l (Zheng *et al.* 2018: 101). EPA on nitritioonile kehtestanud piirväärtuseks 1 mg/l (Li *et al.* 2011: 476) ja põhjavee nitriti sisalduse maksimaalseks lubatud koguseks on sotsiaalministri määruse järgi samuti 1 mg/l (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

Alates 1970. aastatest on nitraadireostust (NO_3^-) põhjavees peetud oluliseks keskkonnaprobleemiks (Keuskamp *et al.* 2012: 67). Nitraadireostus põhjavees tekib kõige sagedamini linnastunud piirkondades koos tööstus- ja põllumajandustegevuse mõjudega (Shrestha *et al.* 2016: 26). Põhjaveekihi reostumise kiirus nitraatiooniga sõltub piirkonna hüdrokeoloogilistest tingimustest (kui paks ja tihe on pinnakate põhjavee ja maapinna vahel). Üks määravatest teguritest on sademete hulk, mis nõrgub põhjavette. Teiseks määravaks teguriks on põhjaveekihi geokeemiline olukord. Anaeroobses veekihis nitraadid denitrititseeruvad ja lämmastik lendub. Kuna aga sügavamad veekihid on anaeroobsed, siis levib nitraatreostus sinna väga aeglaselt. Aeroobses põhjavees nitraadid aga ei lagune, vaid

liiguvad edasi (Metsur, Valdmaa 2003). Nitraatlämmastiku peamine mõju inimese tervisele on methemoglobineemia põhjustamine, mille suhtes on kõige tundlikumad sihtgrupid lapsed, rasedad ning eakad inimesed. Peale selle võib kõrge nitraadi kontsentratsioon joogivees põhjustada maovähki, polüskleroosi ja palju teisi terviseprobleeme (Fabro *et al.* 2015: 50). Euroopa Liit on loonud nitraadidirektiivi, et vähendada põllumajandustegevusest tulenevat NO_3^- saastet pinna- ja põhjavees. Veepoliitika raamdirektiiv (WFD) kohustab liikmesriike kaitsma põhja- ja pinnavett ning tegema seiret (Keuskamp *et al.* 2012: 67). Maailma Terviseorganisatsiooni poolt nitraatlämmastikule kehtestatud piirmääraks joogivees on 50 mg/l. Piirmäär kehtestati, et kaitsta lapsi methemoglobineemiasse haigestumise eest, pikaajalist kokkupuudet nitraadiga ja kroonilistesse haigustesse haigestumise riske ei võetud sealjuures arvesse (Wheeler, *et al.* 2015: 482). EPA on kehtestanud nitraadi piirmääraks 50 mg/l (EPA 2014). Põhjavee nitraadi sisalduse maksimaalseks lubatud koguseks Eestis on sotsiaalministri määruse järgi samuti 50 mg/l (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

2.2. Kloriid (Cl^-)

Kloriidid on looduses laialt levinud naatriumi- (NaCl), kaaliumi- (KCl) ja kaltsiumisooladena (CaCl_2). Looduslikul teel satub kloriide põhjavette sooladena, mis on lahustunud vihmavees (WHO 2003a: 1). Põhjavees leiduvad kloriidid pärinevad sisemaal mereveest, mis on seal piirkonnas olnud setete settimise ajal või rannikupiirkondades mereveest, mis on tunginud põhjaveekihtidesse (Heath, 2004: 65). Kloriidid on väga liikuvad ja nende päritolu võib olla ka inimtegevusest tingitud. Kloriide kasutatakse tööstuskeemias kemikaalide tootmiseks. Lisaks sisaldavad kloriide teede libedustõrje vahendid ja väetised (kaaliumkloriidi kujul) (WHO 2003a: 1). Teede soolamine libeduse vältimiseks on Ameerika Ühendriikides, Kanadas ja ka Eestis tõstnud põhjavees leiduvate kloriidide sisaldust (Wyman, Koretsky 2018: 265; Pärna 2017: 24). Tavalise täiskasvanud inimese keha sisaldab ligikaudu 81,7 g kloriidi. Kloriidid ei ole inimestele toksilised. Kloriidid suurendavad vee elektrijuhtivust ja sellega omakorda vee korrosiivsust (WHO 2003a: 3).

Kuna kloriid joogivees ei ole otsene oht inimese tervisele, siis ei ole WHO poolt määratud piirväärtust (WHO 2017: 177). Kloriidi kõrged kontsentratsioonid annavad veele soolase

maitse. Kontsentratsioon, mille juures annab kloriidioon veele maitse, sõltub sellest, millise katiooniga kloriidioon seotud on. Naatriumi, kaaliumi ja kaltsiumkloriidi puhul on see vahemik 200–300 mg/l juures. 250 mg/l ja kõrgemate kontsentratsioonide puhul on kloriidi maitse üldjuhul äratuntav (WHO 2017: 223). EPA on määranud kloriidile piirväärtuseks 250 mg/l (EPA 2014). Põhjavee kloriidi sisalduse I ja II kvaliteediklassi piirväärtuseks Eestis on sotsiaalministri määruse järgi 250 mg/l ning III kvaliteediklassi piirväärtuseks on 350 mg/l (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

2.3. Naatrium (Na⁺)

Naatrium on maailmas laialt levinud keemiline element, kuna seda esineb laialdaselt muldades, taimedes, vees ja toidus. Naatriumioone leidub vees palju, kuna naatriumisoolad on vees kergesti lahustuvad. Põhjavees esineb tavaliselt rohkem mineraale ja soolasid kui pinnavees. Samuti satub inimtegevuse tagajärjel naatriumioone põhjavette. Naatriumi sisaldavad näiteks teede libedustõrje vahendid, veepuhastusseadmete kemikaalid, kodused veepehmenusseadmed ja reovesi. Naatrium on inimorganismi üheks komponendiks ja mõõdukas kogus naatriumi on vajalik normaalse tervise hoidmiseks (EPA 2003: 1). Naatriumisoolad ei ole üldjuhul inimesele akuutselt toksilised, kuna täiskasvanud inimese neerud suudavad üleliigsetest sooladest vabaneda. Siiski on teada juhtumeid soolade ületarvitamistest, mille tagajärjel tekkis iiveldus, oksendamine, krambid ja lihaste kokkutõmbed. Südamepuudulikkuse puhul NaCl liigne tarbimine raskendab haiguse kulgu (WHO 2003b: 4).

Naatriumisisaldus joogivees on tavaliselt alla 20 mg/l (*Ibid.*: 4). Kontsentratsioon, millest alates on naatriumi maitset veest tunda, sõltub liidetud anioonist ja lahuse temperatuurist. Toatemperatuuril on selleks künniseks 200 mg/l naatriumit (Li *et al.* 2018b: 206). Kuna naatriumil joogivees ei ole otsest ohtu inimese tervisele, siis ei ole WHO poolt määratud sellele piirväärtust (WHO 2017: 227). EPA on määranud naatriumile vees piirväärtuseks 200 mg/l (EPA 2014). Põhjavee naatriumi sisalduse I ja II kvaliteediklassi piirväärtuseks on sotsiaalministri määruse järgi 200 mg/l ning III kvaliteediklassi piirväärtuseks 350 mg/l (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

Põhjavee soolsus ja suurenenud Na^+ ning Cl^- ionide sisaldus on suures osas tingitud merevee intrusioonist ja on probleemiks paljudes riikides (Karroum *et al.* 2017: 1141). Suurema tiheduse tõttu (merevesi tihedusega $1,025 \text{ g/cm}^3$ ja põhjavesi tihedusega $1,000 \text{ g/cm}^3$) tungib merevesi maapinna alla madalamatesse põhjaveekihtidesse (Pinder, Celia 2006: 28). Üleüldine veekihti sügavuse suunas suurenev Na^+ ja Cl^- ionide sisalduse suurenemine on seotud veekihi moodustumisaegse merevee mõju ning väikese veevahetusega (Perens *et al.* 2005: 81). Rannikualadel võib põhjaveekihtide sooldumine olla tingitud ka suurte tormidega kaasnevatest üleujutustest (Cruz, Andrade 2017: 69).

2.4. Elektrijuhtivus (EJ)

Elektrijuhtivust mõõdetakse, et aimu saada vees olevate ionide hulgast. Saadakse teada, kui hästi elektrolüüdi lahus juhib elektrit, kuna lahuses on elektrit juhtivad osakesed katioonid ja anioonid. Ionsed elektrolüüdid on hapete, aluste, soolade, või teatud gaaside lahused (Down, Lehr 2005: 492). Vee elektrijuhtivuse mõõtmisel peab arvestama, et lahuses on palju erinevaid ioone ja vastavalt sellele kujuneb ka elektrijuhtivuse väärtus. Siiski pole elektrijuhtivuse mõõtmisel võimalik täpselt teada, kuidas erinevad ionid tulemust mõjutavad või millises kontsentratsioonis ühte või teist aniooni ja katiooni lahuses leidub (*Ibid.*: 493). Üldiselt on nii, et mida rohkem on lahuses ioone, seda suurem on elektrijuhtivus. Mõõdetud tulemus sõltub temperatuurist ja määramismeetodist (Heath 2004: 65). Mida suurem on elektrijuhtivus põhjavees, seda suurem on vee korrosioonivõime (Hairston 1995). EPA kehtestatud piirväärtuseks elektrijuhtivusele joogiveena kasutatavale veele on $2500 \mu\text{S/cm}$ 20°C juures (EPA 2014). Sama piirväärtus, $2500 \mu\text{S/cm}$ 20°C juures, on kehtestatud põhjavee elektrijuhtivusele ka sotsiaalministri määruses (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

2.5. Fluoriid (F^-)

Looduses ei esine fluor lihtainena, vaid negatiivselt laetud iooni fluoriidina. Fluoriidi leidub looduses peamiselt mineraalide ja kivimite koostises litosfääris (Chuah *et al.* 2015: 267). Fluoriidi sisaldavad mineraalid nagu vilgud, amfiboolid ja apatiidid. Paljudes mineraalides F^- võib asendada hüdroksiidiooni (OH^-) või saada asendatud hüdroksiidiooniga ja see

omakorda põhjustabki kõrgendatud fluoriidi sisaldust põhjavees (Berger *et al.* 2016: 949). Fluoriidid on laialt levinud ja moodustavad 0,06–0,09% maakoore koostisest. Fluoriidi kontsentratsioon jõgedes ja järvedes on tavaliselt väiksem kui 0,5 mg/l ja meres natuke kõrgem, umbes 1,0 mg/l. Põhjavees võib esineda aga märkimisväärselt kõrgemaid kontsentratsioone (Chuah *et al.* 2015: 267). Kõrgendatud fluoriidi sisaldus põhjavees on sage piirkondades, kus domineerivad vulkaanilise päritoluga kivimid (näiteks Soomes rabakivigraniit). Rootsis, kus aluskord on graniidist ja gneissist koosnev, ületab ligikaudu 25% puuritud erakaevude vee fluoriidi sisaldus kontsentratsiooni 1,5 mg/l (Berger *et al.* 2016: 949).

Põhjavee, mille fluoriidi sisaldus ületab WHO standardit 1,5 mg/l, kasutamine kodumajapidamises on tõsine probleem, sest see põhjustab inimestele hamba fluoroosi ja luude hõrenemist. Fluoroos avaldub hammaste emaili tuhmumise ja pruunide ning valgete laikude tekkimisega hammastel (Currell *et al.* 2011: 540; Mohammadi *et al.* 2017: 312; Chuah *et al.* 2015: 267). Fluoroos on endeemiline haigus vähemalt 25 riigis. Fluoroosist mõjutatud inimeste koguhulk maailmas on hinnanguliselt kümnetes miljonites (Rohit *et al.* 2010: 250). Väikestes kogustes on fluoriid hammaste tervisele kasulik, kuna see vähendab hambakatu bakterite võimet toota hambaid kahjustavat hapet. Fluoriid parandab samuti hambaemaili keemilist struktuuri, muutes seda vastupidavamaks happele, mis põhjustab hambakaariest. Neil põhjustel lisatakse fluoriidi hambapastale; mõnedes riikides ka joogiveele. Sellest hoolimata on pikaajaline kokkupuude fluoriidi suurte kogustega kahjulik fluoroosi riski tõttu (Chuah *et al.* 2015: 267). Sotsiaalministri määruse järgi vastab põhjavee fluoriidi sisaldus I kvaliteediklassile, kui jääb vahemikku 1,2–1,5 mg/l, II kvaliteediklassile, kui jääb vahemikku 1,5–1,7 mg/l ning III kvaliteediklassile vahemikus 1,5–4,0 mg/l (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2). EPA kehtestatud piirväärtuseks fluoriidile joogivees on 4 mg/l (EPA 2011: 3).

2.6. Mangaan (Mn^{2+})

Mangaan on üks enam levinud metallidest maakoores. Sageli leidub seda koos rauaga (WHO 2017: 386). Põhjavees on mangaan tavaliselt kahevalentse ioonina Mn^{2+} (Shafiquzzaman 2017: 1618). Looduslikult esineb mangaani paljudes pinna- ja põhjavee allikates, eriti anaeroobsetes tingimustes (WHO 2017: 387). Mõnedes piirkondades põhjustab inimene

liigse mangaani sattumist põhjavele (Fadel *et al.* 2017: 107). Peamiselt kasutatakse mangaani raua ja terassulamite tootmisel, seda kasutatakse ka riiete pleegitamisel, puhastamisvahendina, desinfitseerimisvahendina kaalium-permanganaadi koostises ja seda leidub paljude teiste toodete koostisosana (WHO 2017: 386). Kõrge mangaani sisaldus vees põhjustab inimestele veekasutusega seonduvaid olmeprobleeme (Li *et al.* 2016: 76). Kõrge kontsentratsiooni juures hakkab mangaan akumuleeruma, settima MnO₂ kujul torustikes, veesüsteemides (Cheng *et al.* 2017: 451) ja vesi muutub mustjalt hägusaks (Du *et al.* 2017: 98). Joogiveele võib tekkida ebameeldiv maitse, määrduvad veega kokkupuutes olevad pinnad ja pestud kangad (Kenari *et al.* 2017: 2986). Mangaani sisaldus põhjavees peaks olema alla 0,1 mg/l, et see vesi oleks kasutatav majapidamises ja ei tekiks musta sadet (WHO 2017: 226). Mn²⁺ võib reageerida ammooniumlämmastikuga ja sellisel juhul tekib kollane sade ja vesi muutub mudaseks (Du *et al.* 2017: 98).

Paljud toidud ja joogivesi sisaldavad mangaani ja selliselt omastavad nii inimesed kui ka loomad eluks vajalikku mangaani (WHO 2017: 387). Vees leiduva mangaani mõju inimese tervisele sõltub kokkupuute ajast, kontsentratsioonist, vees leiduvatest teistest ühenditest, inimese vanusest ja toitumisharjumustest. Liigne mangaan mõjutab närvisüsteemi funktsioneerimist ja võib kaasneda näiteks nõrkus, söömishäired, lihasvalu, apaatia, aeglane kõne, vaimse seisundi halvenemine (Alvarez-Bastida *et al.* 2018: 2119). Lastele võib ka madalama kontsentratsiooniga mangaani sisaldava vee tarbimine põhjustada neuroloogilisi häireid (Kenari *et al.* 2017: 2986). Inimesele soovitatakse päevas mangaani tarbida maksimaalselt 11 mg (sellise koguse puhul ei ole täheldatud kaasnevaid kõrvalmõjusid), mis tähendaks, et vees leiduva mangaani kontsentratsioon võiks olla maksimaalselt 0,4 mg/l (400 µg/l). Kuna see väärtus ületab tavaliselt põhjavees leiduva mangaani kontsentratsioone, siis WHO ei ole kehtestanud tervisepõhist piirväärtust mangaanile (WHO 2017: 387). EPA soovib, et mangaani sisaldus joogivees oleks madalam kui 0,05 mg/l (50 µg/l). See on piisav, et kaitsta veetorusid, veega kokkupuutuvaid pindasid sette eest ja vett musta hägu tekkimise eest ning enam kui piisav, et vesi oleks ohutu inimese tervisele (EPA 2004: 36). Põhjavee mangaani sisalduse I kvaliteediklassi piirväärtuseks on sotsiaalministri määruse järgi 50 µg/l, II kvaliteediklassi piirväärtuseks on 100 µg/l ning III kvaliteediklassi piirväärtuseks on 200 µg/l (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

2.7. Üldraud (Fe_{üld})

Eestis on põhjavee kvaliteedi probleemidest kõige levinum suur rauasisaldus. Palju rauda esineb kõigis kasutatavates veekihtides, kuid kõige enam Devonil veekomplekside põhjavees Lõuna-Eestis (Perens *et al.* 2005: 81). Raud on neljandal kohal maakoostes enam levinud elementide seas (Khatri *et al.* 2017: 291). Rauda sisaldavad mineraalid nagu illiit, hematit, magnetiit ja sette-, tard- ning moondekivimid on peamiseks rauaallikaks põhjaveele (Sarkar, Shekhar 2017: 1). Raud saab osaks põhjavee koostisest, kuna maha sadanud vihm imbub edasi pinnasesse ning kivimitesse ja lahustab sealseid elemente (Khatri *et al.* 2017: 291). Looduslikes vetes esineb rauda 0,5 kuni 50 mg/l. (WHO 2017: 381). Eestis ulatub looduslik rauasisaldus 5–6 ja enam mg/l (Perens *et al.* 2005: 81). Raud esineb vees ioonidena Fe²⁺ ja Fe³⁺ kujul. Põhjavees anaeroobsetes tingimustes on domineeriv Fe²⁺ ioon (Nguyen, Ahn 2018: 36). Mikroorganismide elutegevuse käigus Fe³⁺ muudetakse Fe²⁺ iooniks. Rauasisalduse tõus põhjavees võib olla tingitud ka inimtegevusest ning seda eriti linnapiirkondades ja nende ümbruses. Rauda satub põhjavette näiteks raua- ja metallitööstustest, vanadest korrodeerunud raudtorudest (Sarkar, Shekhar 2017: 1), koduste majapidamiste ja tööstuste heitveest (Khatri *et al.* 2017: 291). Põhjavee rauasisaldus suureneb veelgi kokkupuutel puurkaevu terasest mantelitorudega rauabakterite toimel (Perens *et al.* 2005: 81).

Raud on inimesele vajalik mineraalne toitaine. Päevane minimaalne rauavajadus sõltub vanusest ja soost ning ulatub 10 kuni 50 mg/päevas (WHO 2017: 382). Raua liigne sisaldus joogivees võib põhjustada hemokromatoosi ehk rauasalvestustõbe (Sarkar, Shekhar 2017: 1). Liigne raud põhjavees toob kaasa probleeme nii tööstuses, põllumajanduses kui ka mujal. Kui Fe²⁺ kontsentratsioon on kõrgem kui 0,3 mg/l, siis tekib veele ebameeldiv maitse ja hägusus (Nguyen, Ahn 2018: 36). Sellise veega kokkupuutes muutuvad roostekarva kõik pinnad ja pesu mida pestakse (WHO 2017: 222). Suure rauasisaldusega vesi võib rikkuda veeseadmed ja mõjuda taimekasvu pärssivalt (Nguyen, Ahn 2018: 36). Palju rauda sisaldav vesi, millest tehakse teed ja kohvi, värvub tintjasmustaks (Kumar *et al.* 2017: 45). Raua kontsentratsiooniga alla 0,3 mg/l ei kaasne veele tavaliselt mingit maitset, kuigi ka see võib muutuda hägusaks. Rauasisaldusele joogivees ei ole kehtestatud lähtuvalt tervisemõjust piirväärtust (WHO 2017: 226). EPA kehtestatud piirväärtuseks on 200 µg/l (0,2 mg/l) rauda. Põhjavee raua sisalduse I kvaliteediklassi piirväärtuseks on sotsiaalministri määruse järgi 200 µg/l (0,2 mg/l), II kvaliteediklassi piirväärtuseks on 1000 µg/l (1,0 mg/l) ning III

kvaliteediklassi piirväärtuseks on 10 000 µg/l (10,0 mg/l) (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

2.8. Oksüdeeritavus

Oksüdeeritavus näitab kogu orgaanilise ja muu oksüdeeruva aine sisaldust vees (Huang *et al.* 2016: 361). Olenevalt kasutatud oksüdeerijast eristatakse permanganaatset oksüdeeritavust ja dikromaatset oksüdeeritavust. Põhjavee oksüdeeritavuse määramiseks kasutatakse oksüdeerijana permanganaate ehk siis mõõdetakse permanganaatset hapnikutarvet (PHT). PHT on hapniku hulk (mg O₂/l), mis on võrdväärne vees olevate ainete oksüdeerimiseks kulunud kaaliumpermanganaadi (1,00 mg KMnO₄ = 0,253 mg O₂) hulgaga teatud kindlates tingimustes (Jaaku 2016). PHT väärtus võtab arvesse ka raskesti lagunevate orgaaniliste ainete sisaldust, sealhulgas humiinained. Seega põhjavees üle piirväärtuse olev PHT võib tähendada ka suurt humiinainete sisaldust (Puik, Hunt 2006: 18). EPA kehtestatud piirväärtuseks oksüdeeritavusele on 5,0 mg/l O₂ (EPA 2014). Sama on ka sotsiaalministri määruse järgi piirväärtuseks põhjavee oksüdeeritavusele 5,0 mg/l O₂ (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

2.9. Üldkaredus

Karedust põhjustavad vees peamiselt settekivimitest ja pinnasest pärit polüvalentsed ioonid. Kaks põhilistiooni, kaltsium ja magneesium, esinevad paljudes settekivimites, millest tuntumad on lubjakivi ja kriit. Kaltsium ja magneesium on ka toidu tavalised mineraalsed koostisosad. Vee üldkaredust mõjutavad peale kaltsiumi ja magneesiumi veel teised polüvalentsed ioonid, milleks on alumiinium, baarium, raud, mangaan, strontsium ja tsink (WHO 2011: 1). Eristatakse kolme liiki karedust. 1) Karbonaatne ehk mööduv karedus on vesinikkarbonaatioonidega tasakaalustatud Ca²⁺ ja Mg²⁺ ionide summa. 2) Mittekarbonaatne ehk jääv karedus on peamiselt kloriid- ja sulfaatioonidega tasakaalustatud Ca²⁺ ja Mg²⁺ ionide sisaldus. 3) Üldkaredus on mööduva ja jäävkareduse summa. Looduslikud veed jagatakse üldkareduse põhjal nelja rühma: 1) pehme vesi 0–4 mg-ekv/l, 2) mõõdukalt kare 4–8 mg-ekv/l, 3) kare 8–12 mg-ekv/l, 4) väga kare >12 mg-ekv/l (Karu

2016: 169). Vett tarbivad inimesed tajuvad muutusi vee kareduses hästi. Kareduse aktsepteerimine aga sõltub konkreetse tarbija maitsest (WHO 2017: 225).

Põhjaveest saadav mineraalide hulk on erinev ja sõltub asukohast, töötlemisest ja piirkonna geoloogiast. Vee tarbijale on karedus oluline mitte tervise seisukohast, vaid vee kasutamisel, kuna väga kareda vee puhul tuleb arvestada võimalike lisakuludega katlakivi tekke tõttu. Paljudel juhtudel tuleb vett pehmendada enne selle kasutamist erinevates seadmetes, vältimaks katlakivi teket (*Ibid.*: 377). Kaltsium- ja magneesiumioonid reageerivad vees seebiga, tekib helbeline sade ning halvenevad seebi pesemisomadused (Heath, 2004: 65). Teisalt on vesi inimesele oluline kaltsiumi ja magneesiumi allikas, seega ei ole tervisele hea liiga madal kaltsiumi ja magneesiumi sisaldus. Samu mineraale omastatakse palju ka toidust ja seepärast on keeruline piirväärtusi kehtestada (WHO 2017: 377). Põhjavee üldkareduse sisaldusele pole sotsiaalministri määruse järgi kvaliteediklasse määratud (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2).

3. MATERJAL JA METOODIKA

3.1. Andmete kogumise kirjeldus

Käesolevas töös on kasutatud veekasutuse andmebaasis (VEKA, Eesti Looduse Infosüsteemi osa) olevat infot puurkaevude põhjavee füüsikalis-keemiliste näitajate kohta. VEKAsse esitatakse andmed puurkaevu veeproovide kohta peale puurkaevu rajamist. VEKA andmed on usaldusväärsed, sest proovivõtja peab olema atesteerimistunnistust omav isik (Nõuded salvkaevu... 2015, § 19 lg 1) ning veeanalüüsid peavad olema teostatud vastava valdkonna akrediteeringuga laboris. VEKast kogutud andmeid võrreldakse töös 2016. aastal läbiviidud põhjaveekogumite keemilise seire tulemustega. Järgnevalt antakse ülevaade nii VEKast puurkaevude andmete kui ka põhjaveekogumite seireandmete kogumisest.

3.1.1. Andmete kogumine veekasutuse andmebaasist

Töös analüüsitakse VEKAs olevatest puurkaevu vee organoleptilistest, füüsikalis-keemilistest ja mikrobioloogilistest andmetest 11 olulist füüsikalis-keemilist näitajat: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , Na^+ , Cl^- , elektrijuhtivust, F^- , Mn^{2+} , $\text{Fe}_{\text{üld}}$, PHT ja üldkaredust. Näitajate valiku tegemisel olid määravaks Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskavas välja toodud Pärnu maakonnas paiknevate põhjaveekogumite vees enim probleeme tekitavad komponendid: $\text{Fe}_{\text{üld}}$, NH_4^+ , Mn^{2+} , Cl^- , F^- , boor (B) ja Na^+ (Keskkonnaministeerium 2016: 79). Kuna VEKAsse esitatavate füüsikalis-keemiliste näitajate hulgas ei ole boori, siis see näitaja jäeti töös analüüsitavate näitajate nimistust välja. Nimistusse lisati NO_3^- ja NO_2^- , kuna neid võib leida põhjavees seonduvalt ammooniumi esinemisega. Elektrijuhtivus sai lisatud nimistusse seonduvalt Na^+ ja Cl^- põhjavees esinemisega, kuna elektrijuhtivus on nende indikaatornäitaja. PHT ja üldkaredus toodi uurimusse sisse, kuna töö autor tugines VEKA andmetes nähtule ning ka isiklikule kogemusele, et antud näitajate puhul esineb kõrgendatud kontsentratsioone ning need tekitavad probleeme erapuurkaevude omanikele.

Veekasutuse andmebaasi esitatavate füüsikalis-keemiliste kvaliteedinäitajate nimistu on kümne aasta jooksul varieerunud ja seepärast ei ole tööks koostatud ja kasutatud andmetabel täielik. Lisaks uuritavatele vee kvaliteedinäitajatele, kanti VEKAst ümber tabelisse puurkaevu koordinaadid, sügavus, rajamise aasta, puuraugu katastri number ja kaevuga avatav põhjaveekogum. Viimasena lisati andmetabelisse vastavad kvaliteediklassid, mis saadi füüsikalis-keemiliste näitajate andmete võrdlemisel sotsiaalministri määruses number 1 „Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded“ lisas 2 olevate kvaliteediklasside piirväärtustega.

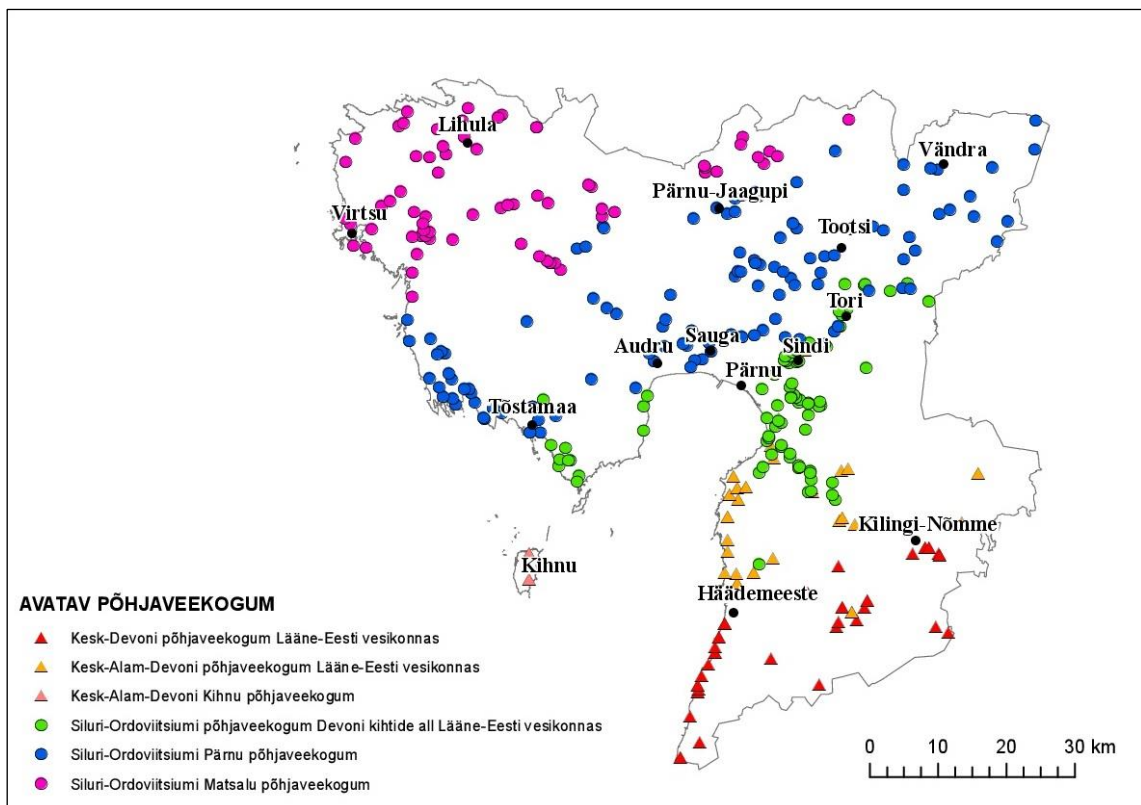
Kokku struktureeriti 325 puurkaevu veeanalüüside andmed Pärnu maakonnast, mis on rajatud aastatel 2007-2017. Vastavalt kaevude paiknemisele valiti andmed nii, et pindalaliselt oleks kaetus võimalikult ühtlane. Tervele Eestile ja sealhulgas Pärnu maakonnale on omane, et inimesed on oma elupaiga valinud Läänemere ranniku äärde, suuremate jõgede ja teede lähedusse (Servinski *et al.* 2013: 16). Esinevad ka suured tühjad alad, mis pole elamiskõlblikud, milleks on sageli sood ja rabad (*Ibid.*: 14). Puurkaevude paiknemise tihedus on sarnane inimeste elukohtade paiknemisele, kuna erapuurgaevud tehakse oma kodu juurde. Puurkaevude paiknemise puhul on erisuseks suuremad asulad, kus on ühisveevärk ja erakaev pole. Pärnu maakond pindalaga 5419 km², asub Edela-Eestis (Maakatastri statistika... 2018). Igast vallast koguti maksimaalselt 20 kaevu andmed (Kihnu valla puhul vähem). Andmete kogumisel lähtuti 2017. aasta haldusjaotusest, mille puhul oli enam väiksema pindalaga valdu. Kuna 2018. aastal liitusid Pärnu maakonnaga Lihula ja Hanila vallad, siis võeti puurkaevude andmed ka nendest valdadest. Uuritavate puurkaevude keskmiseks tiheduseks on üks kaev 16,7 km² kohta.

Enim vaatluse all olevatest puurkaevudest kasutab vett Siluri-Ordoviitsiumi Pärnu põhjaveekogumist, ükski puurkaev ei kasutanud vett Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogumist Lääne-Eesti vesikonnas (tabel 1). Teisi põhjaveekogumeid kasutavad töös analüüsitavad kaevud on samuti välja toodud tabelis 1. Analüüsiks kasutatavate puurkaevude ruumiline paiknemine Pärnu maakonnas ja kasutatav põhjaveekogum on kujutatud joonisel 5. Töö käigus struktureeritud andmetest on näha, et enamjaolt on igas piirkonnas välja kujunenud mingi kindel põhjaveekogum, millest puurkaevud vett ammutavad ja ühelt põhjaveekogumi kasutamiselt teisele toimub üleminek sujuvalt. Siiski on ka mõned erandid, kus üht põhjaveekogumit avav kaev paikneb keset teist põhjaveekogumit avavaid kaeve. VEKAs olevat infot puuraugu avatava põhjaveekogumi

osas ei saa täielikult usaldada, kuna põhjaveekogumite piirid määratakse visuaalsel teel ja mõnel juhul kasutab puurkaev ka mitme põhjaveekogumi vett. Piirkonniti kindla põhjaveekogumi kasutamise väljakujunemise alusel teostati ka analüüs Pärnu maakonna üleselt, mitte põhjaveekogumite kaupa.

Tabel 1. Kaevude arv ja kasutatav põhjaveekogum Pärnu maakonnas

Põhjaveekogum	Puurkaevude arv	Põhjaveekogumite keemilise seire kaevude arv (Keskkonnaagentuur 2017)
Kesk-Devoni põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas	30	1
Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas	28	3
Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogum	2	1
Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum Devoni kihtide all Lääne-Eesti vesikonnas	79	4
Siluri-Ordoviitsiumi Pärnu põhjaveekogum	116	1
Siluri-Ordoviitsiumi Matsalu põhjaveekogum	70	1
Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas	0	1

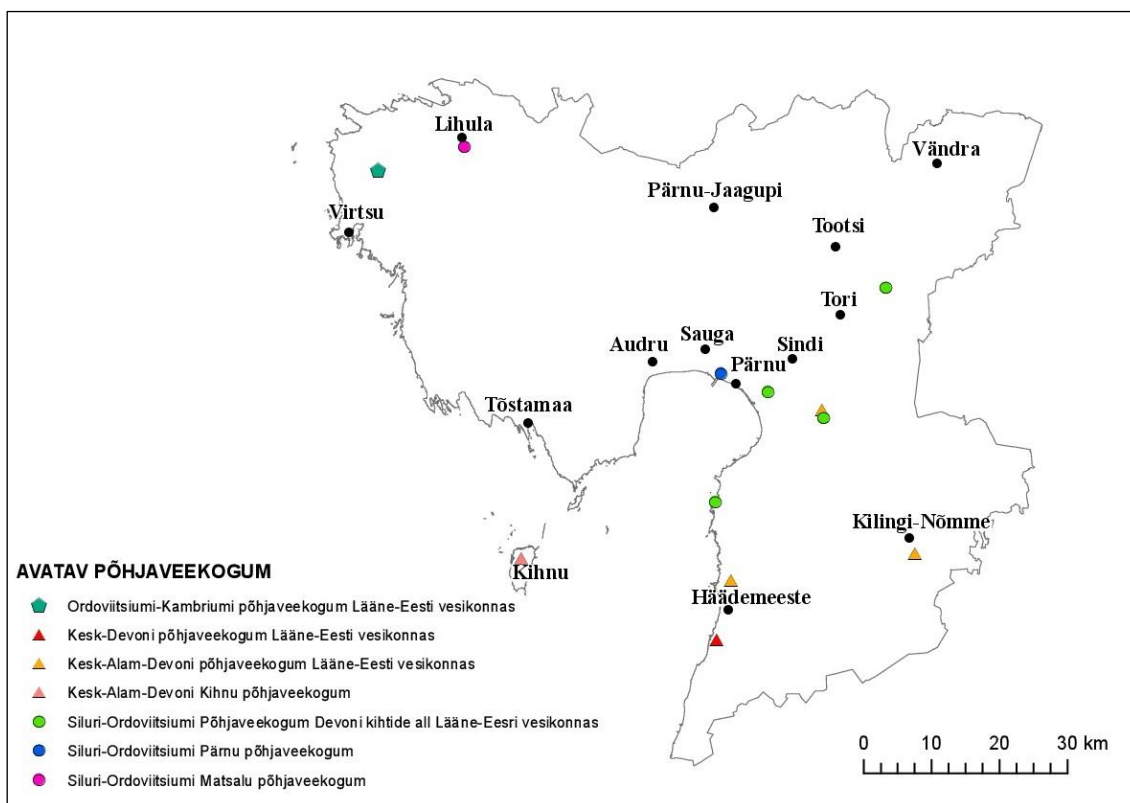


Joonis 5. Uuritavad 325 aastatel 2007-2017 rajatud puurkaevu, nende paiknemine Pärnu maakonnas ja kaevuga kasutatav põhjaveekogum.

3.1.2. Põhjaveekogumite keemilise seire andmed

Töös kasutatakse aastal 2016 teostatud riikliku põhjavee keemilise seire andmeid, kuna need on uusimad avalikult kättesaadavad. Aastal 2016 oli põhjaveekogumite seire vastutavaks täitjaks ja läbiviijaks OÜ Eesti Geoloogiakeskus (Keskkonnaagentuur 2017: 2). Põhjaveekogumite seiret korraldatakse põhjaveekogumitest lähtuvalt (enamik Pärnu maakonnas paiknevatest põhjaveekogumitest ulatuvad maakonna piiridest kaugemale) ja sellest tulenevalt seirekaevude paiknemine Pärnu maakonnas ja nende arv erinevates põhjaveekogumites varieerub suurelt (tabel 1). 2016. aastal läbiviidud põhjaveekogumite keemilise seire andmetel on Pärnu maakonnas 12 seirekaevu (*Ibid.*), tihedusega üks põhjavee keemilise seire kaev 452 km² kohta (joonis 6). 2016. aastal tehti põhjaveekogumite vee keemilise seire käigus kõikides Pärnu maakonnas paiknevatest seirekaevudest ühel korral üldkeemiline analüüs, mille käigus määrati NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Fe}_{\text{üld}}$, Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , üldkaredus, PHT, vaba CO_2 , pH, SiO_2 , kuivjääk ja mineraalsus. Peale nende näitajate (vastavalt kavale, kas kõikidest või osadest seirekaevudest) määrati ka füüsikalisi näitajaid, mikrokomponentide sisaldust, orgaaniliste ühendite sisaldust ja

kohapeal teostatud välimõõtmiste käigus mõõdeti põhjavee temperatuuri, elektrijuhtivust, pH-d (Keskkonnaagentuur 2016a). Mõõdetud näitajatest koostati antud töö jaoks eraldi tabel, kuhu koondati kokku Pärnu maakonnas paiknevate seirekaevude füüsikalise-keemiliste näitajate andmed. Töös uuritavast 11st näitajast ei määratud seire käigus F^- ja Mn^{2+} sisaldusi.



Joonis 6. Põhjaveekogumite seirekaevud Pärnu maakonnas.

3.2. Andmetöötlus

Olemasolevate andmete analüüsiks kasutati ArcGIS tarkvaraplatvormi ArcMap 10.4 keskkonda. Antud GIS tarkvaraprogramm võimaldab interpoleerida pideva pinna füüsikalise-keemiliste näitajate võimaliku ruumilise leviku kohta ja on selliselt väga lihtne meetod prognoosimaks põhjavees leiduvate ainete kontsentratsioone piirkondades, kus pole veeproove võetud. Täpsemalt, kasutati ArcGIS laienduse geostatistical analyst pakutavat kriging meetodit VEKA andmetest põhjavee füüsikalise-keemiliste näitajate levikukaartide koostamiseks. Kriging meetodit on pideva pinna interpoleerimiseks kasutatud paljudes erinevates valdkondades, millest üks on hüdrogeoloogia, kus seda on kasutatud näiteks põhjavee saasteainete (Li *et al.* 2018a: 141,143), soolsuse, kuivjäägi kaardistamisel ja

põhjavee tasemete arvutamisel (Arslan 2012: 57). Kriging meetod on nime saanud Lõuna-Aafrika mäeinseneri D.G. Krige järgi, kes pani aluse sellele meetodile, mida ta arendas maavara võimalike koguste arvutamiseks. ArcGISis kasutatava kriging meetodi puhul on sisendiks vaja punktallikaid ja väljundiks on rasterkaart (Nayak *et al.* 2015: 1472).

Antud töös kasutati ordinary kriging algoritmi, mis on enimkasutatud krigingu variantidest (Li *et al.* 2018a: 143; Arslan 2012: 57). Üldiselt on nii, et mida väiksem on kahe punkti omavaheline kaugus, seda suurem on nende omavaheline korrelatsioon (lähemal asuvad objektid on sarnasemad). Kriging meetodi põhiliseks vahendiks kirjeldamaks uuritavate näitajate omavahelist seost või seotust on semivariogram (Li *et al.* 2018a: 143). ArcGIS pakub mitut erinevat semivariogrammi mudelit (Nayak *et al.* 2015: 1472). Töös katsetati kõikide uuritavate põhjavee füüsikalise-keemiliste näitajate puhul nelja semivariogrammi mudelit (circular, spherical, exponential ja gaussian) ning neist valiti sobivam iga näitaja jaoks eraldi (tabel 2).

VEKA andmete põhjal interpoleeritud pinna esitamisel on füüsikalise-keemiliste näitajate kontsentratsioonid jaotatud viide klassi, mis on eristatud erinevate värvitoonidega. Interpoleeritud kontsentratsioonide vahemikud on klassifitseeritud olemasolevate andmete baasil ja geomeetrilise intervalli (geometrical interval) klassifikatsiooni alusel. Geomeetrilise intervalli klassifikatsioon on sobiv antud töö puhul, kuna arvestab klasside koostamisel puuduva infoga ja tagab, et igas klassis oleks võimalikult sarnane arv sarnaseid objekte (ESRI 2007). Vahemikke kohandati manuaalselt, et nad kattuksid sotsiaalministri määrus number 1 (01.07.2003) lisas 2 toodud näitajate piirväärtustega (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2). Kõikidel juhtudel ei olnud võimalik määruse piirväärtusi joonistel välja tuua, kuna määratud kontsentratsioonid olid madalamad kehtestatud piirväärtustest.

VEKA andmete alusel interpoleeritud füüsikalise-keemiliste näitajate levikukaartide peale on võrdluseks toodud 2016. aastal läbiviidud põhjaveekogumite vee keemilise seire andmed Pärnu maakonnas (joonised 7–12, 15–17). Seirekaevu tingmäärgi värvus määrati interpoleerimisel kasutatud vastava kontsentratsioonivahemiku värvuse järgi. Seirekaevude tulemusi analoogselt VEKA andmetega kriging meetodil interpoleerida polnud otstarbekas, kuna kaeve oli liiga vähe ja nende jagunemine Pärnu maakonnas oli ebaühtlane.

Põhjavee seisundist ja analüüsi tulemustest ülevaate saamiseks koondati VEKAs kogutud füüsikalis-keemiliste näitajate tulemused ühele kaardile. Selleks, et kõik uuritavad põhjavee füüsikalis-keemilise seisundi näitajad oleks samal alusel ja omavahel võrreldavad, klassifitseeriti kõikide näitajate väärtused kvaliteediklassi kuuluvuse alusel. Kvaliteediklassi määramise aluseks olid sotsiaalministri määrus number 1 (01.07.2003) lisas 2 toodud näitajate piirväärtused (lisa 1) (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2). Seda, kuidas sotsiaalministri määruse piirväärtusi koondjoonise (joonis 18) tegemiseks rakendati, on näha tabelis 2. Sotsiaalministri määrus number 1 lisa 2 alusel on mõnel juhul esimese ja teise (vahel ka kolmanda) kvaliteediklassi piirväärtused samad. Sellisel juhul teist (vahel ka kolmandat) kvaliteediklassi ei määratud. Fluoriidi puhul said mõõdetud väärtused sotsiaalministri määruse alusel jääda madalamaks kui esimene kvaliteediklass ($>1,2 \leq 1,5$ mg/l) ja väärtused, mis jäid vahemikku 0–1,2 mg/l arvestati käesolevas töös esimesse kvaliteediklassi kuuluvaks. Füüsikalis-keemiliste näitajate tulemused ületasid mõnel juhul kolmanda kvaliteediklassi piirväärtust ja nende jaoks moodustati eraldi arvestus „üle III klassi piirväärtuse“. Igale puurkaevule omistati kvaliteediklass puurkaevu kõikidele näitajatele määratud kõrgeima kvaliteediklassi alusel. Puurkaevudele määratud kvaliteediklasside alusel interpoleeriti põhjavee kvaliteedi kaart. Interpoleerimiseks kasutati ArcGIS laiendi geostatistical analyst pakutavat ordinary kriging algoritmi ja eksponentsiaalset semivariogrammi mudelit.

Tabel 2. Füüsikalis-keemiliste näitajate levikukaartide koostamiseks kasutatud semivariogrammi mudel ja näitajate piirväärtused (Joogivee tootmiseks... 2003, § 3 lg 2)

Näitaja	Mudel	I klass	II klass	III klass	Üle III klassi
NH ₄ ⁺ (mg/l)	gaussian	0,0–0,5	0,5–1,5	1,5–2,0	>2,0
NO ₃ ⁻ (mg/l)	exponential	0–50	-	-	>50
NO ₂ ⁻ (mg/l)	circular	0,0–0,5	-	0,5–1,0	>1,0
Cl ⁻ (mg/l)	spherical	0–250	-	250–350	>350
Na ⁺ (mg/l)	gaussian	0–200	-	200–350	>350
EJ (µS/cm)	gaussian	0–2500	-	-	>2500
F ⁻ (mg/l)	exponential	0–1,5	1,5–1,7	1,7–4,0	>4,0
Mn ²⁺ (µg/l)	gaussian	0–50	50–100	100–200	>200
Fe _{üld} (µg/l)	circular	0–200	200–1000	1000–10000	>10000
PHT (mg/l O ₂)	gaussian	0–5	-	-	>5
Üldkaredus (mg-ekv/l)	spherical	-	-	-	-

4. TULEMUSED

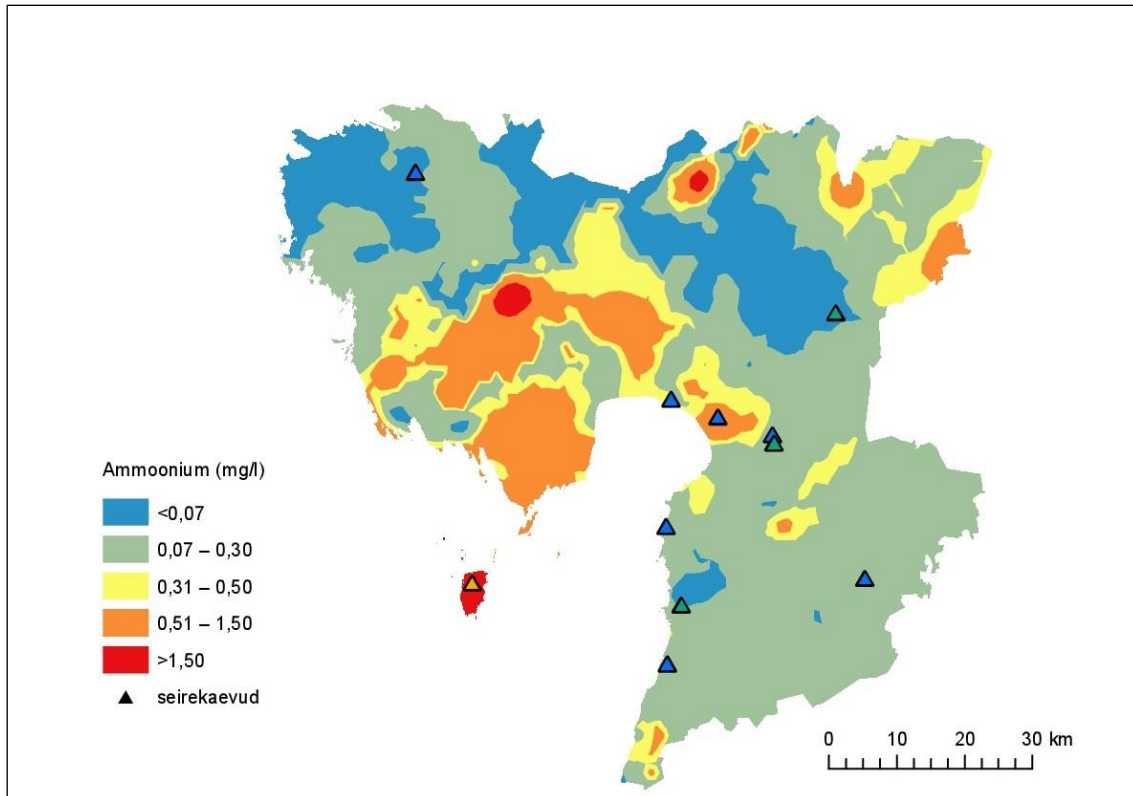
Tabelis 3 tuuakse välja puurkaevudes mõõdetud füüsikalis-keemiliste näitajate statistilised väärtused. Kuna 325 puurkaevus ei olnud määratud kõiki näitajaid, siis analüüsitavate andmete arv, mis jooniste koostamiseks kasutati, varieerus. Uuritavates andmetes olevad minimaalsed (MIN), maksimaalsed (MAX) ja välja arvutatud aritmeetilise keskmise (KESK) väärtused annavad ülevaate andmete jaotusest.

Tabel 3. Ülevaade põhjavee füüsikalis-keemiliste näitajate statistilistest väärtustest

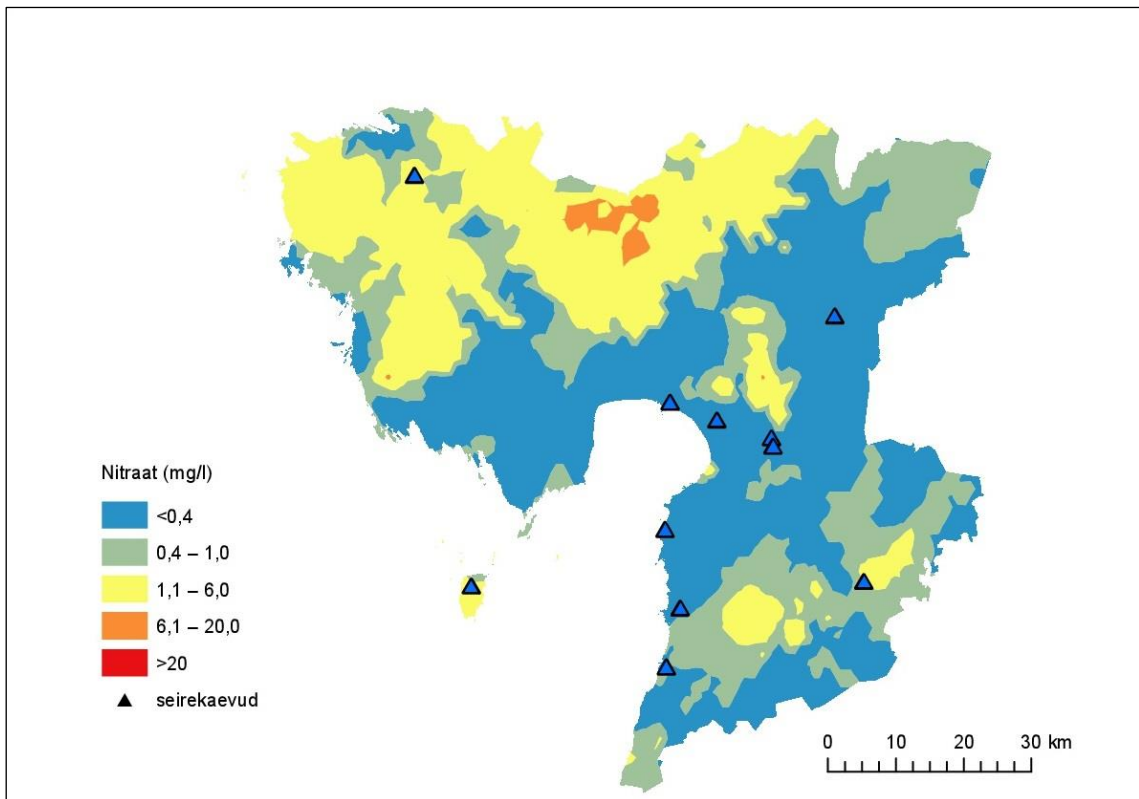
Näitaja	Andmete arv	MIN	MAX	KESK
NH ₄ ⁺ (mg/l)	325	<0,07	5,60	0,25
NO ₃ ⁻ (mg/l)	324	<0,4	24,4	0,8
NO ₂ ⁻ (mg/l)	325	<0,004	0,480	0,010
Cl ⁻ (mg/l)	323	2,8	907,6	62,3
Na ⁺ (mg/l)	300	2,0	466,7	59,8
EJ (µS/cm)	286	171	3082	686
F ⁻ (mg/l)	304	0,05	6,39	1,19
Mn ²⁺ (µg/l)	267	<20	571	<20
Fe _{üld} (µg/l)	321	20	9500	798
PHT (mg/l O ₂)	268	0,0	12,2	2,3
Üldkaredus (mg-ekv/l)	314	0,81	13,28	4,95

Joonistel 7, 8 ja 9 on ammooniumi, nitraadi ja nitriti levikukaardid Pärnu maakonna põhjavees. Ammooniumi ja nitraadi levikukaartidel (joonised 7 ja 8) on näha, et lämmastikureostuse osas on rohkem mõjutatud piirkonnad, kus ammutatakse vett Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumitest, ning Kihnu saar. Joonisel 9 on näha, et nitriti määramispiirist kõrgemaid kontsentratsioone Pärnu maakonnas selles ajavahemikus on esinenud suhteliselt hajusalt ja nitriti kontsentratsioonid on jäänud pigem madalaks. Nitraadi ja nitriti kontsentratsioonid ei ületa Pärnu maakonna puurkaevudes esimese kvaliteediklassi piirväärtust ja 2016. aasta seirekaevude andmed kattuvad saadud tulemustega. Põhjavesi, ammooniumi kontsentratsiooni alusel, vastab peamiselt esimesele kvaliteediklassile, kuid Tõstamaa ja Audru vahelisel alal, Pärnu-Jaagupis ja Vändras on ületab ammooniumi kontsentratsioon põhjavees esimese kvaliteediklassi piirväärtust. Kihnu saarel on ammooniumi kontsentratsioon kõrgem teise kvaliteediklassi piirväärtusest. 2016. aasta seire andmetel on ammooniumi kontsentratsioonid kõikides kaevudes (peale Kihnu saarel

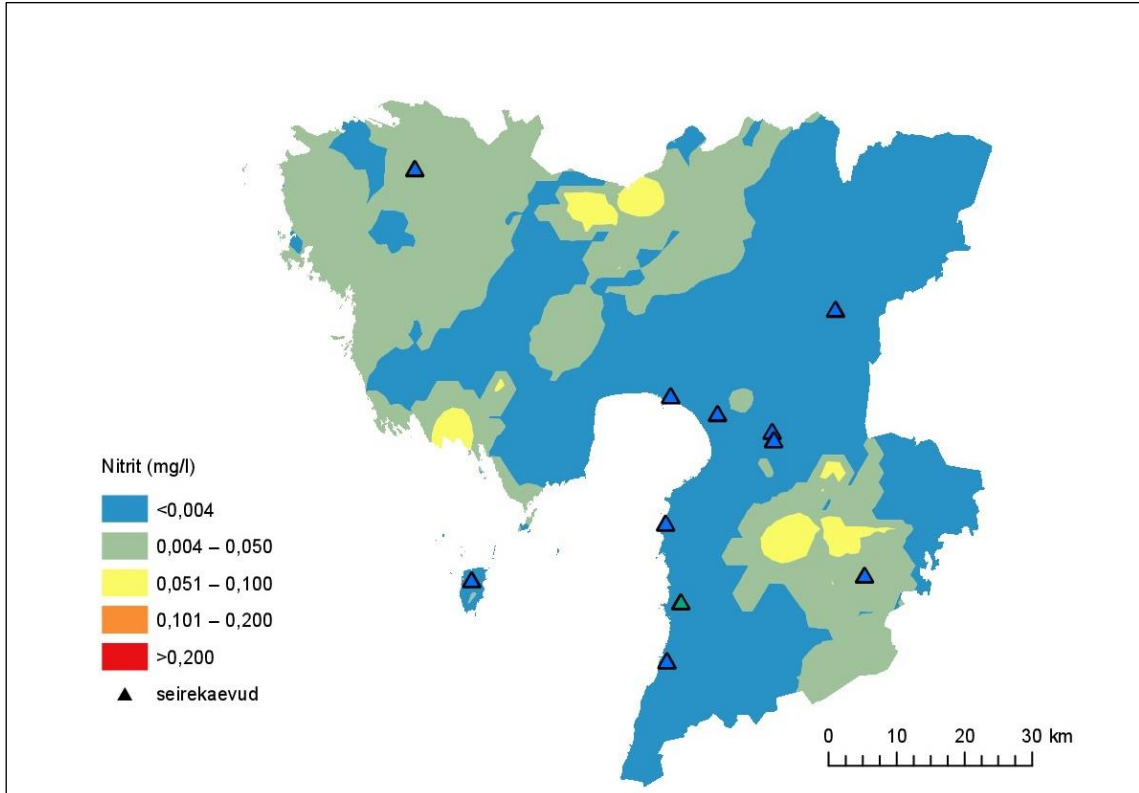
paikneva seirekaevu) alla esimese kvaliteediklassi piirväärtuse. Kihnu saarel paikneva seirekaevu ammooniumi sisalduse alusel on sealse põhjavee kvaliteet teisele kvaliteediklassile vastav.



Joonis 7. Ammooniumi kontsentratsioon põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

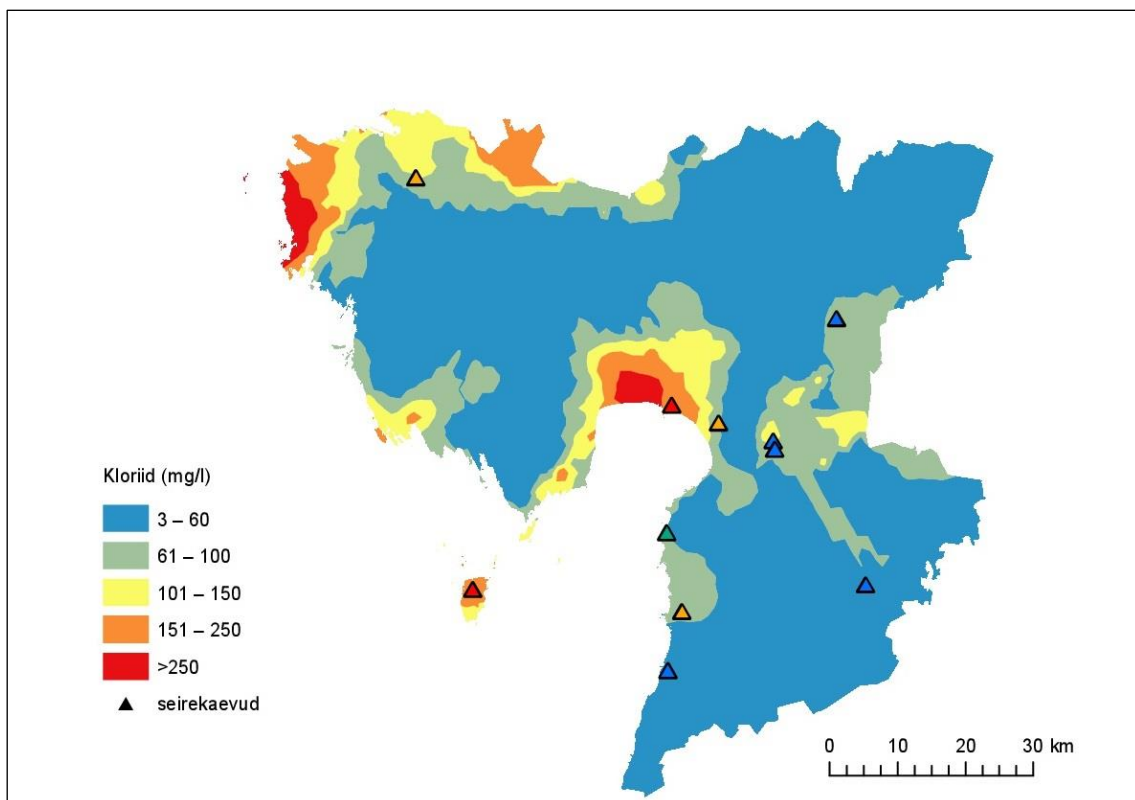


Joonis 8. Nitraadi kontsentratsioon põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

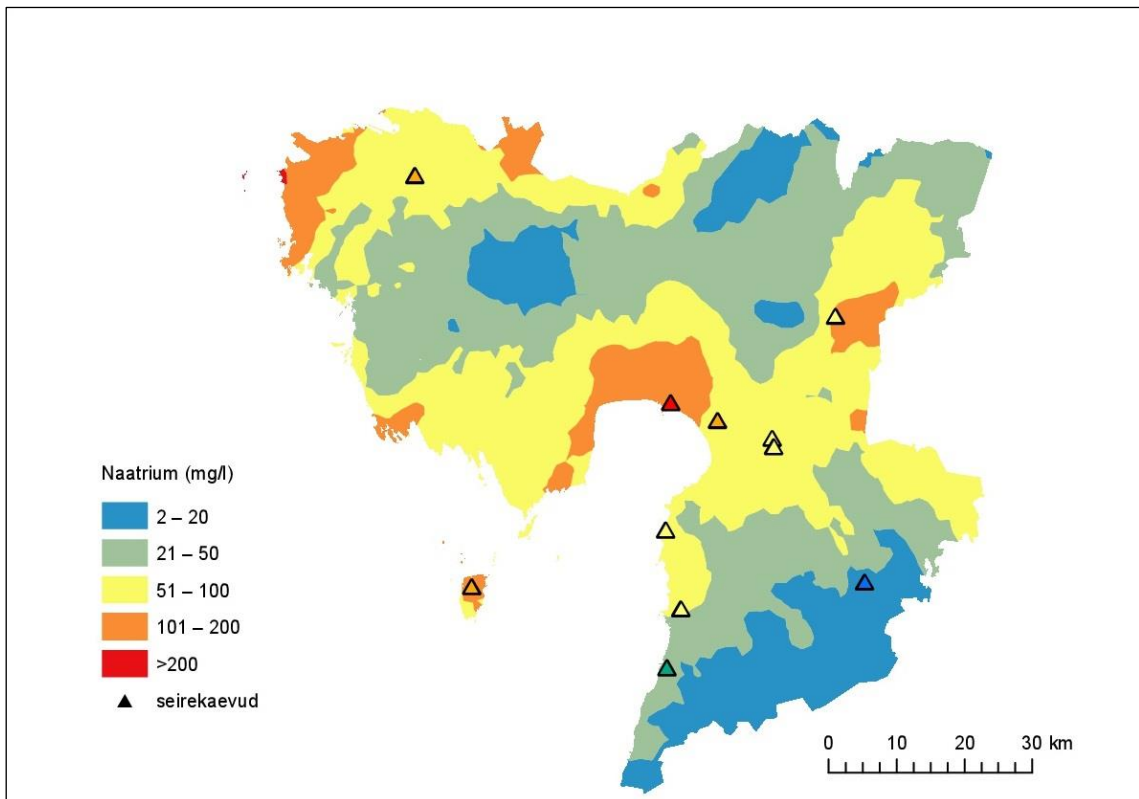


Joonis 9. Nitriti kontsentratsioon põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

Joonistel 10 ja 11 on kujutatud kloriidi ja naatriumi levik Pärnu maakonna peamiste põhjaveekogumite vees. Nii naatriumi kui ka kloriidi kõrgendatud kontsentratsioone seostatakse merevee sissetungiga põhjavette. 2007–2017. aastal rajatud kaevude andmetest interpoleeritud tulemuste alusel on merevee sissetung põhjaveekihtidesse toimunud Pärnu linna ja Audru piirkonnas, Kihnu saarel ning Virtsust põhjapool paikneval rannikuäärsel alal. Joonistel 10 ja 11 kujutatud 2016. aasta seireandmed kattuvad kriging interpoleerimismeetodiga saadud tulemustega, kus välja joonistuvad täpselt samad eelnevalt nimetatud probleemsemad piirkonnad. Naatriumi kontsentratsiooni alusel kuulub põhjavesi Pärnu maakonnas esimese kvaliteediklassi. Kloriidi kontsentratsiooni alusel vastab põhjavesi interpoleeritud tulemuste järgi peamiselt esimesele kvaliteediklassile. Audru ja Pärnu vahelisel alal ning Virtsus vastab põhjavesi kloriidide kontsentratsiooni alusel kolmandale kvaliteediklassile.

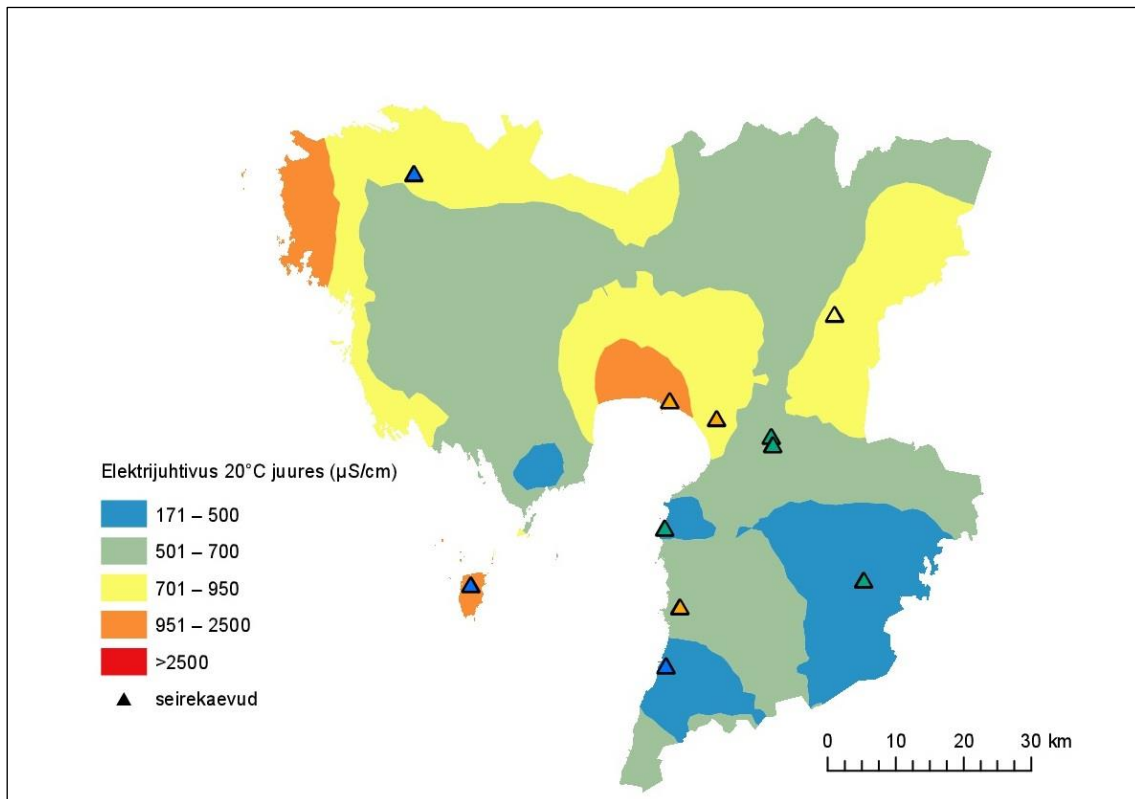


Joonis 10. Kloriidi kontsentratsioon põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.



Joonis 11. Naatriumi kontsentratsioon põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

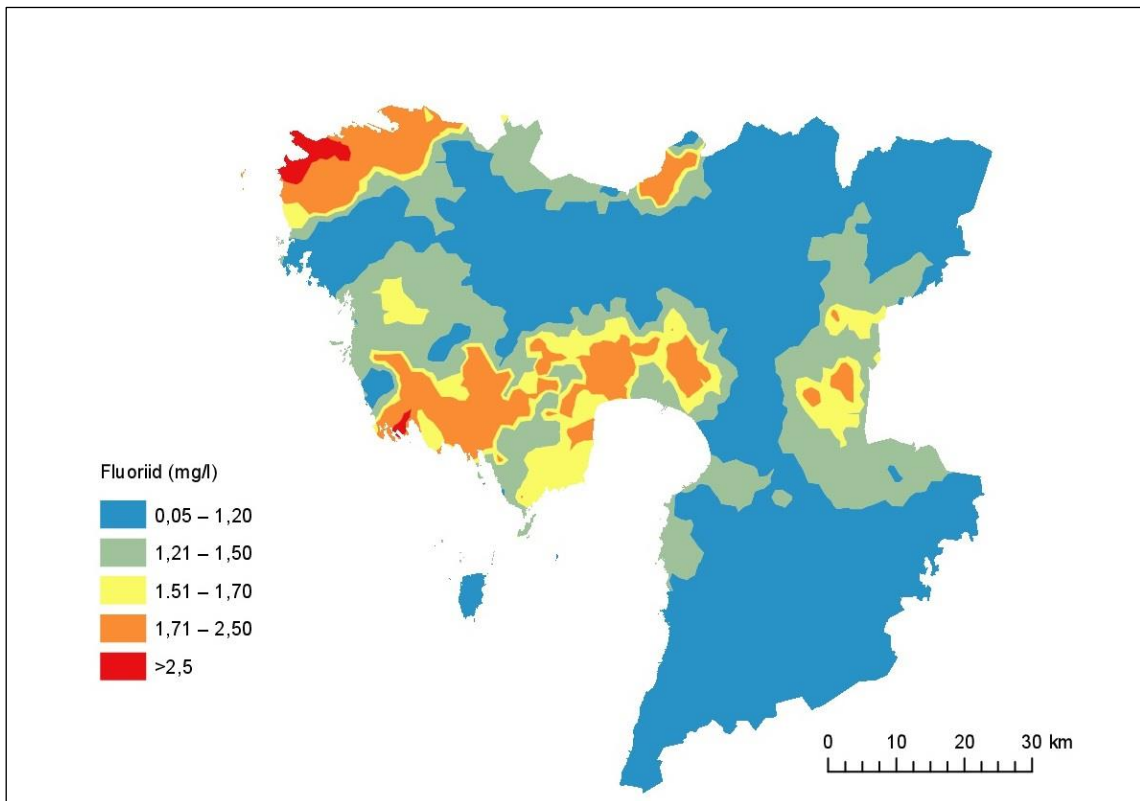
Joonis 12 iseloomustab põhjavee elektrijuhtivust Pärnu maakonnas. Puurkaevude andmetest interpoleeritud kaardil on elektrijuhtivus kõikides piirkondades alla piirväärtuse 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja ka 2016. aastal seirekaevudest mõõdetud elektrijuhtivuse väärtused on madalamad antud piirväärtusest. Kuna elektrijuhtivus viitab lahuses leiduvate ionide hulgale, siis elektrijuhtivuse joonis kinnitab jooniste 10 ja 11 tulemusi, et ioone põhjavees (sealhulgas kloriidi ja naatriumi) on enam Pärnu linna ja Audru piirkonnas, Kihnu saarel ning Virtsust põhjapool paikneval rannikuäärsel alal.



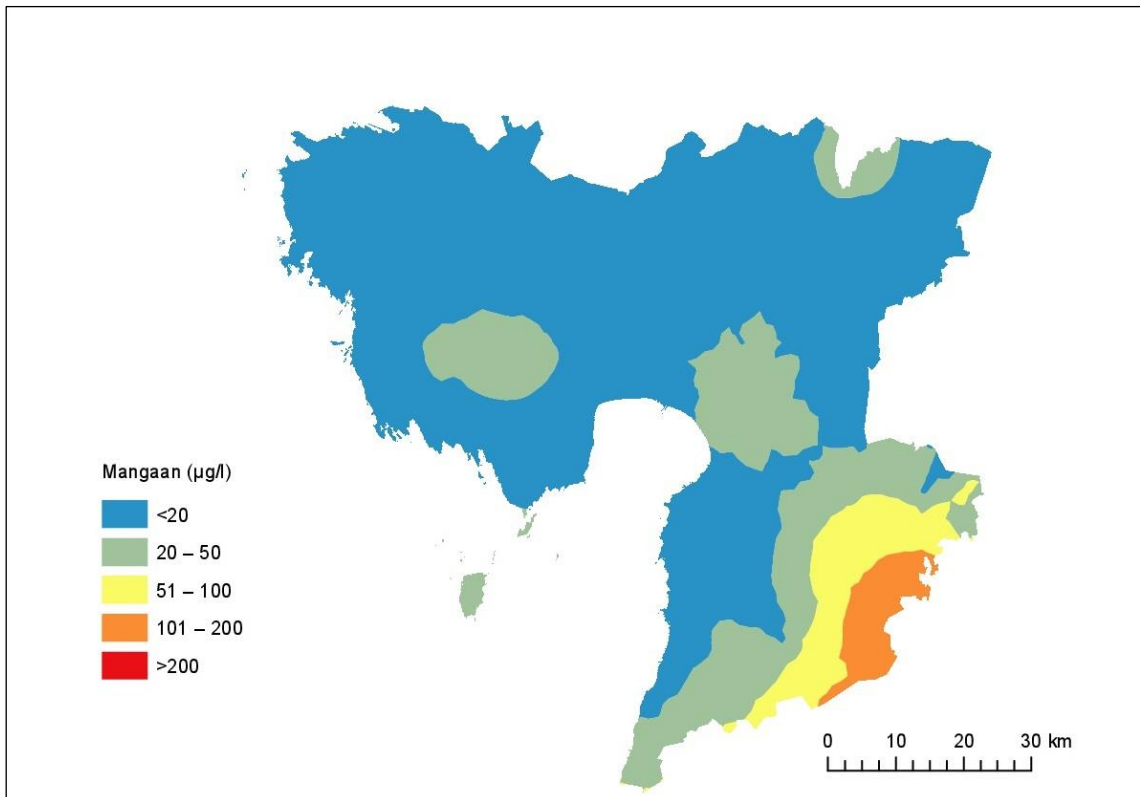
Joonis 12. Elektrijuhtivus põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

Joonisel 13 on välja toodud fluoriidi levik Pärnu maakonnas enim kasutatud põhjaveekogumite vees. 2007–2017. aastate puurkaevude andmete interpoleerimisel saadud kaardil jääb vesi fluoriidi kontsentratsiooni järgi peamiselt esimesse kvaliteediklassi. Esimese kvaliteediklassi piirväärtusest kõrgemad kontsentratsioonid on Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumeid kasutavates kaevudes, mis paiknevad ranniku lähedal (Audru, Tõstamaa, Lihula ja Virtsu piirkondades). Fluoriidide sisaldust Pärnu maakonna põhjavees 2016. aasta põhjavee keemilise seire käigus ei määratud.

Joonisel 14 on kujutatud mangaani levikut Pärnu maakonna põhjavees. Puurkaevude andmetest interpoleeritud kaardil on näha, et kõrgemad mangaani sisaldused (teise ja kolmanda kvaliteediklassi väärtuste vahemikes) on hinnatud aladele, kus vett ammutatakse liivakivistest pealiskorra kivimitest eelkõige Kesk-Devoni põhjaveekogumist Lääne-Eesti vesikonnas. Mangaani sisaldust 2016. aastal Pärnu maakonna põhjavee seirekaevudest ei määratud.

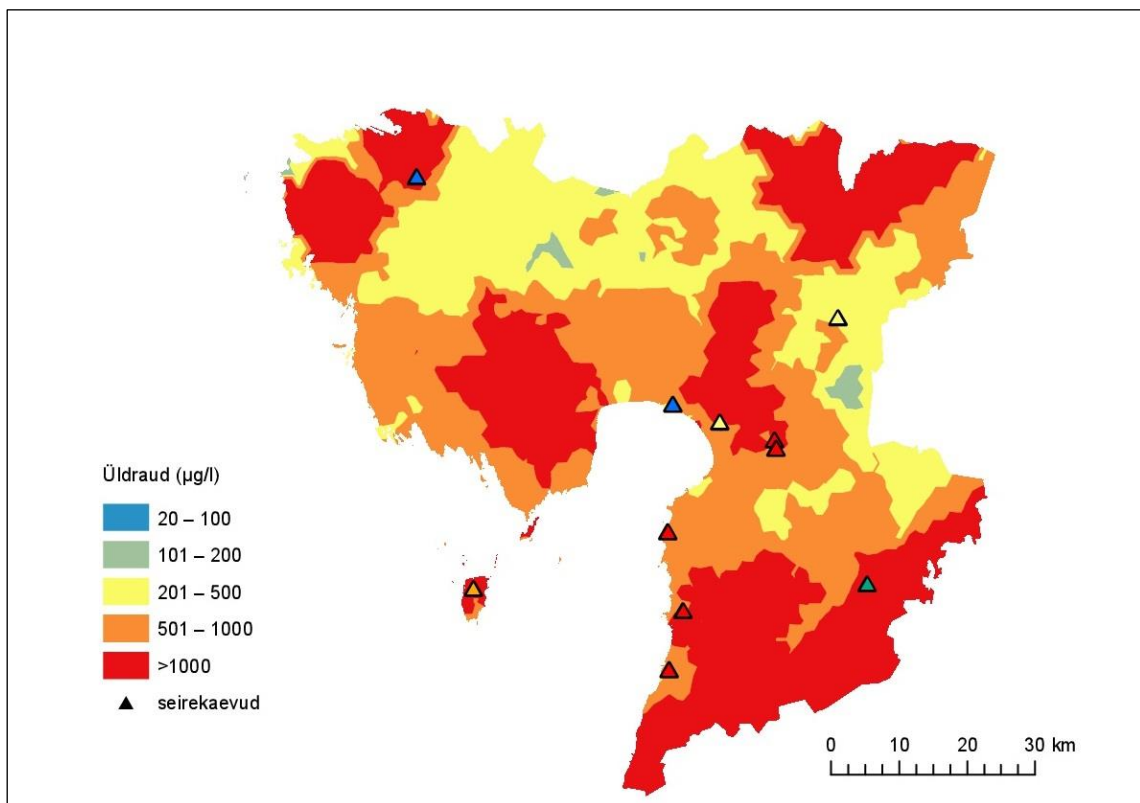


Joonis 13. Fluoriidi sisaldus põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude andmete põhjal.



Joonis 14. Mangaani sisaldus põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude andmete põhjal.

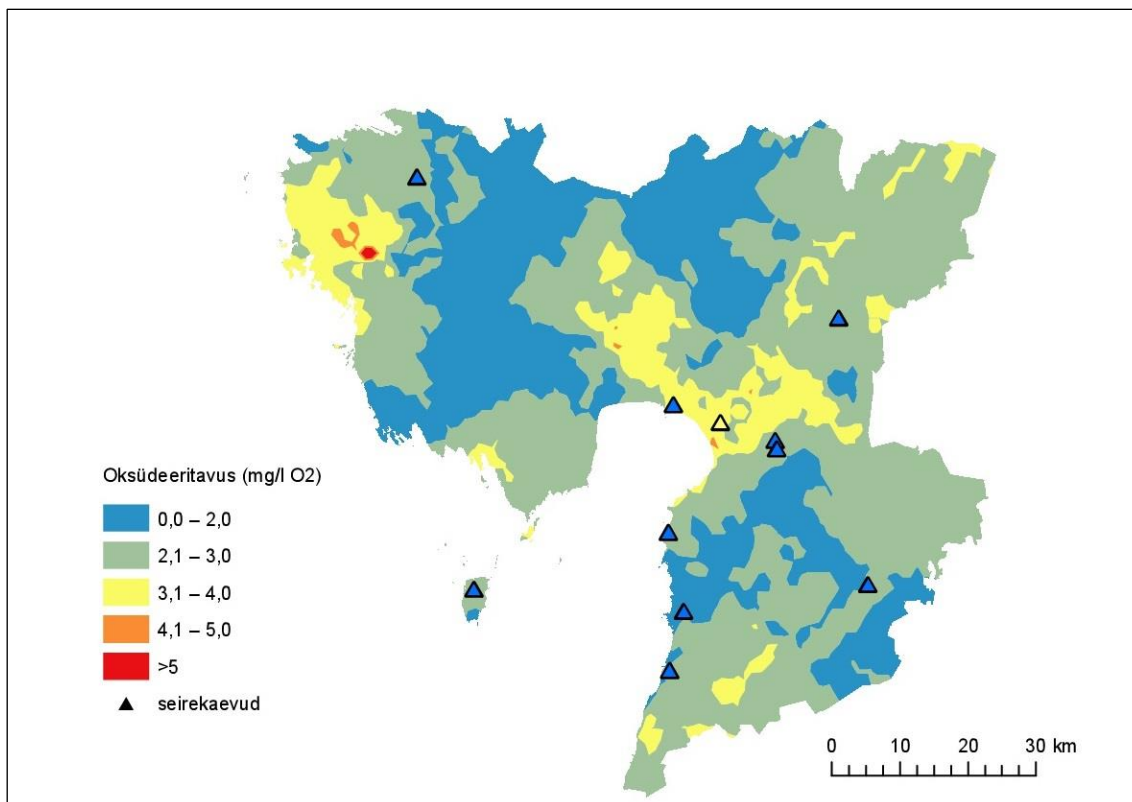
Joonisel 15 on kujutatud põhjavees leiduva üldraua levikut Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud suurkaevude andmete põhjal. Interpoleeritud tulemuste järgi on esimesest kvaliteediklassist kõrgem rauda sisaldus põhjavees iseloomulik tervele Pärnu maakonnale ehk siis peamiselt jääb üldraua väärtuse järgi vesi Pärnu maakonnas teise ja kolmandasse kvaliteediklassi. 2016. aastal seirekaevudest saadud tulemused ei kattu VEKA andmete põhjal interpoleeritud tulemustega. Kolmes Pärnu maakonnas paiknevas seirekaevus, mis avavad Siluri-Ordoviitsiumi Pärnu ja Matsalu põhjaveekogumi ning Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogumi Lääne-Eesti vesikonnas, on määratud üldraua sisaldus, mille väärtuse alusel kuulub vesi esimesse kvaliteediklassi. Üldraua interpoleeritud väärtuste põhjal peaks nendes punktides põhjavesi kuuluma teise või kolmandasse kvaliteediklassi.



Joonis 15. Üldraua sisaldus põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud suurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

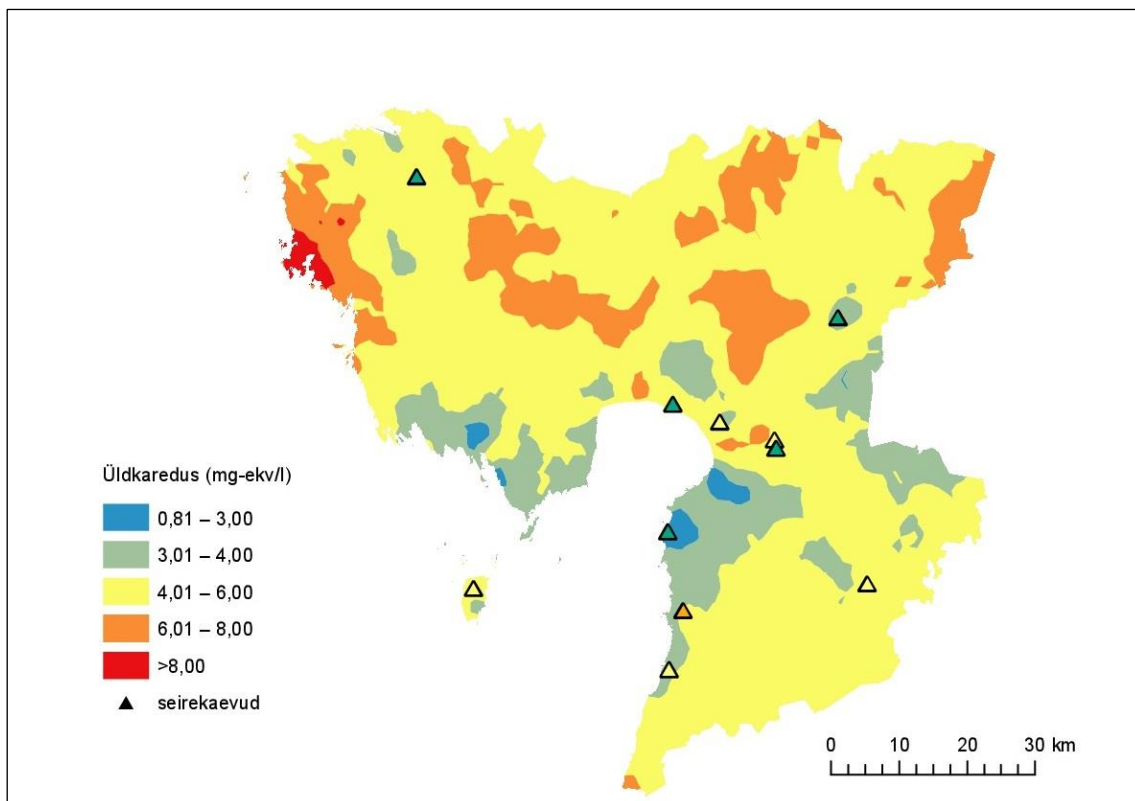
Joonisel 16 on kujutatud oksüdeeritavuse väärtused Pärnu maakonnas enim kasutatavate põhjaveekihtide vees. Oksüdeeritavus jääb enamjaolt alla kehtestatud piirväärtuse 5 mg/l O₂. Virtsu lähedal on välja joonistunud üks punkt piirväärtusest kõrgema väärtusega. Antud tulemus võib olla seotud lähedal paiknevate soodega, millest tulenevalt satub põhjavette tavapärasest rohkem humiinaid. Joonis 15 näitab, et tihedamalt asustatud aladel on oma

mõju põhjaveele, kuna Pärnu linn ja selle ümbrus, Sindi linn ja Sauga piirkond eristub ülejäänud maakonnast. Seirekaevudest aastal 2016 mõõdetud väärtused kattuvad VEKA andmete põhjal koostatud kaardi tulemustega.



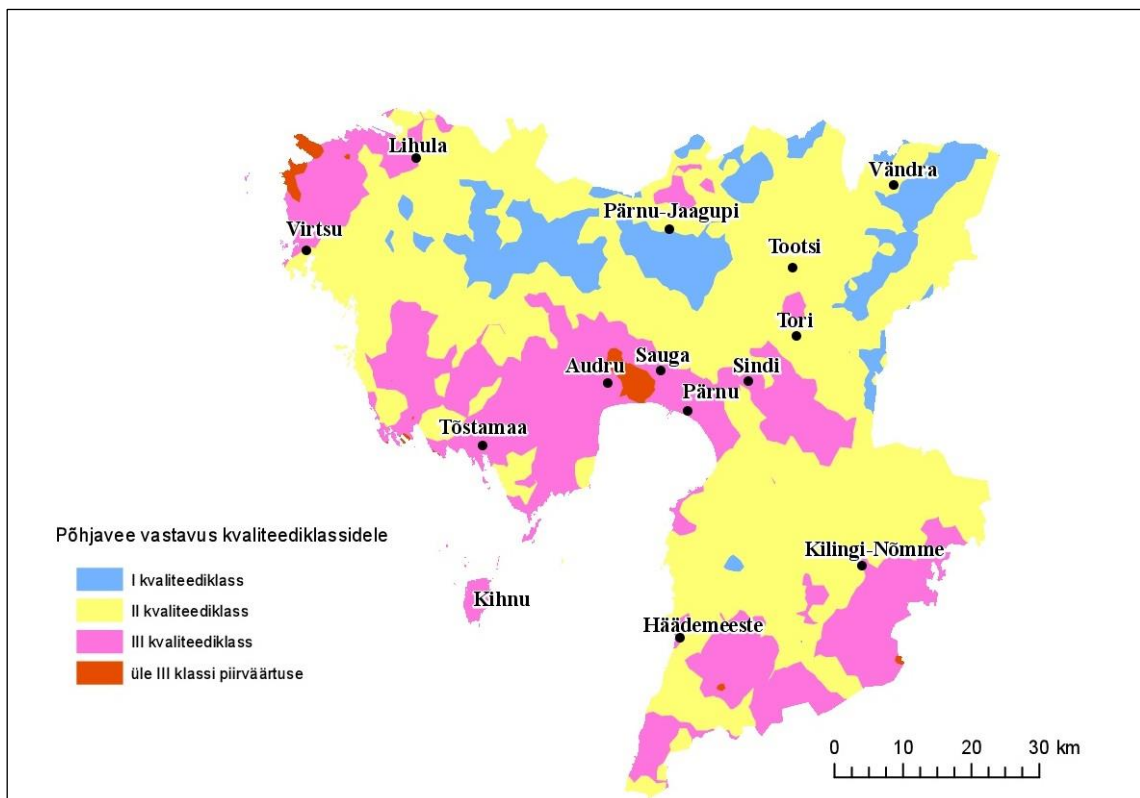
Joonis 16. Oksüdeeritavus põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

Joonisel 17 on kujutatud Pärnu maakonna põhjavee karedus. Peamiselt on põhjavesi Pärnumaal mõõdukalt kare. Karedam on vesi maakonna põhjaosas ja suuremat karedust võib seostada Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumite veega, mis paiknevad lubjakivistes pealiskorra kivimites. 2016. aasta Pärnu maakonnas paiknevate põhjaveekogumite seirekaevude andmed on ligilähedased VEKA andmete põhjal interpoleeritud kaardi tulemustele. Väga karedat põhjavett Pärnu maakonnas joonise 17 tulemuste alusel ei ole.



Joonis 17. Üldkaredus põhjavees Pärnu maakonnas aastatel 2007–2017 rajatud puurkaevude ja 2016. aasta põhjavee seire andmete põhjal.

VEKast saadud puurkaevude füüsikalise-keemilistele näitajatele määratud kvaliteediklasside alusel interpoleeritud kaardi põhjal (joonis 18) on Pärnu maakonnas enim kasutatavates põhjaveekogumites vesi, mis vastab joogiveeks kasutamiseks teise kvaliteediklassi veele. Teise kvaliteedi klassi vett on vaja enne joogiveeks kasutamist kas aereerida või filtreerida (Joogivee tootmiseks... 2003, § 6 lg 3). Esimese kvaliteediklassi põhjavesi (mis ei vaja joogiveeks kasutamiseks töötlemist (*Ibid.*, § 6 lg 3)) on Pärnu maakonnas joonis 18 alusel Virtsu ja Tootsi vahelisel alal ning Vändra ümbruses. Kolmandasse kvaliteediklassi kuuluvat põhjavett, mida peab enne joogiveena kasutusele võtmist puhastama eritöötlusmeetoditel (*Ibid.*, § 6 lg 3), on joonis 18 põhjal Pärnu maakonna rannikäärsetel aladel, mis kasutavad Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumite vett, Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogumis ja Kesk-Devoni põhjaveekogumis. Põhjavett, mis ületab kolmanda kvaliteediklassi piirväärtust uuritud füüsikalise-keemiliste näitajate, osas ei tohi valida joogiveeallikaks (*Ibid.*, § 3 lg 3). Pärnu maakonnas võib kolmanda kvaliteediklassi piirväärtust ületavat vett esineda joonis 18 alusel Audru ja Sauga vahelisel alal, Virtsu ja Lihula vahelisel rannikuäärsel alal ja Kesk-Devoni põhjaveekogumis.



Joonis 18. Füüsikalis-keemilistele näitajatele määratud kvaliteediklasside põhjal interpoleeritud Pärnu maakonna põhjavee kvaliteediklasside kaart.

5. ARUTELU

5.1. Pärnu maakonna põhjavee füüsikalise-keemilistest näitajatest

Pärnu maakonna enim kasutatud põhjaveekogumite vee 11 füüsikalise-keemilise näitaja ArcGISis teostatud analüüsi käigus selgus, et paljudes piirkondades Pärnumaal ei vasta uuritud füüsikalise-keemilised näitajad põhjavees sotsiaalministri määruses number 1 (01.07.2003) lisas 2 joogiveele kehtestatud esimese kvaliteediklassi nõuetele. Inimesed, kes rajavad endale erapuurgaevu, peavad seepärast arvestama veepuhastusega kaasnevate võimalike lisakuludega. Kõige enam erinevate füüsikalise-keemiliste ühendite üle esimese, teise ja kolmanda kvaliteediklassi piirväärtuste kontsentratsioonid esines Pärnu maakonna kaevudes, mis kasutavad Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumite vett rannikuäärsel alal ja Kesk-Devoni põhjaveekogumi vett Lääne-Eesti vesikonnas.

Esimest ja teist kvaliteediklassi piirväärtust ületavat ammooniumi sisaldust põhjavees esines Pärnu linnast läänes Audru ja Tõstamaa piirkondades ning Kihnus ja Pärnu-Jaagupis. Kõrge ammooniumi kontsentratsioon põhjavees viitab eelkõige inimtegevusest tingitud põhjavee saastele, mis kaasneb põllumajandustegevuse, loomakasvatuse ja reovee imbumisega pinnasesse. Analüüsi tulemustest selgus, et Audru piirkonnas ning Virtsu ja Lihula vahelisel rannikuäärsel alal on probleeme tavapärasemast kõrgemate fluoriidide, kloriidide ja naatriumi sisaldusega. Suur kloriidide ja naatriumi sisaldus põhjavees on tingitud merevee sissetungist põhjaveekihtidesse. Suur fluoriidi sisaldus põhjavees on looduslikest teguritest tingitud, kuna fluoriid on üheks komponendiks pealiskorra kivimites. Pärnu maakonna põhjaosas on vee üldkaredus kõrgem, mis tuleneb eelkõige lubjakivisest pealiskorrast, milles paiknevat põhjavett kasutatakse. Kare joogivesi ei ole küll tervisele ohtlik ja ka seaduses pole põhjavee karedusele piirväärtusi kehtestatud, kuid kareda vee kasutamine majapidamisseadmetes tekitab katlakivi ja nii omakorda lisa väljaminekuid.

Pärnu maakonna lõunapoolses osas Kesk-Devoni põhjaveekogumis Lääne-Eesti vesikonnas ületab mangaan esimese kvaliteediklassi 50 µg/l ja teise kvaliteediklassi piirväärtust 100 µg/l, mis on tingitud põhjavee paiknemisest liivakivises pealiskorras, kus leidub mangaani. Teostatud ArcGISi analüüsi põhjal vastab Pärnu maakonnas põhjavesi rauasisalduse alusel

sotsiaaliministri määruses kehtestatud teisele või kolmandale joogiveele kvaliteediklassile. Rauda leidub põhjavees palju, kuna raud on üheks peamiseks elemendiks pealiskorra settekiivimitest. Oksüdeeritavus VEKA andmete interpoleerimisest saadud tulemuste põhjal jääb peamiselt alla piirväärtuse 5 mg/l O₂. Selgelt eristub üks puurkaev, mis ületab oksüdeeritavuse piirväärtust 5 mg/l O₂ ja antud kohas on kõrgendatud oksüdeeritavuse sisaldus tingitud soode mõjust. Uuritavatest füüsikalise-keemilistest näitajatest ei ületanud kordagi joogiveele kehtestatud esimese kvaliteediklassi piirväärtust nitraadi ja nitriti kontsentratsioonid.

Käesoleva töö tulemustele tuginedes võib öelda, et halvas seisus on Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogum, kus olulised uuritavad füüsikalise-keemilised näitajad ületavad sotsiaaliministri määruses number 1 lisa 2 kehtestatud piirväärtusi. Kihnu saarel on põliseks tegevusalaks põllumajandus ja loomakasvatus ning saarel puudub ühiskanaliseerimine (Kihnu valla... 2015: 24, 35). Võiks eeldada, et selle tulemusena on kaevudes ammooniumi sisaldus interpoleeritud tulemuste alusel üle teise kvaliteediklassi ja nitraadi sisaldus tavapärasest kõrgem. Põhjaveekogumite seire käigus on samuti määratud ammooniumi sisaldus Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogumis olnud esimese kvaliteediklassi piirväärtusest kõrgem, kuid tuuakse välja, et ammoonium on Kihnu põhjavees looduslikku päritolu tingituna anaeroobsest keskkonnast (Keskkonnaagentuur 2017: 148). Kuna saar asub keset merd, siis põhjaveekihtidesse on toimunud ka merevee sissetung, millest on tingitud naatriumi ja kloriidi kõrgendatud sisaldused, jäädes oma kontsentratsioonidega interpoleerimise teel saadud tulemuste alusel siiski esimesse kvaliteediklassi. Lisaks on Kihnus esindatud kogu Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogumi grupile omane kõrge raua sisaldus põhjavees.

5.2. Põhjavee seirekaevudest ja põhjavee kaitsmisest Pärnu maakonnas

Peamiselt kattusid 2016. aastal määratud põhjavee riikliku seire keemilise analüüsi tulemused VEKA andmete põhjal interpoleeritud kaartidega. Suurim erinevus kerkis esile raua sisalduste puhul. Interpoleerimise teel saadud tulemuste alusel kolmes punktis, kus seirekaevud paiknesid, oleks pidanud rauasisalduse alusel põhjavesi kuuluma teise või kolmandasse kvaliteediklassi, seirekaevudes mõõdetud väärtused jäid aga esimesse kvaliteediklassi. See võib olla tingitud proovivõtmisele eelneva kaevu pumpamise ajalisest

kestvusest, kus ajaliselt kauem pumbatud kaevust võetud veeproovis on rauasisaldus madalam. Elektrijuhtivuse puhul on samuti näha erinevusi interpoleerimisest saadud tulemuste ja põhjavee seirekaevude tulemuste vahel. Antud erinevused võivad olla tingitud temperatuust, kuna VEKA elektrijuhtivuse väärtused määrati laboritingimustes ja seirekaevude elektrijuhtivus määrati välimõõtmiste käigus, kus temperatuuri kõikumine võis tulemust mõjutada.

Töö autor nõustub riigikontrolli aruandega, mis oli suunatud põhjavee kaitsele, et seirekaevude paiknemine on ebaühtlane ja nende asukohti tuleks muuta (Riigi tegevus... 2018: 14). Seirekaevude paigutuse aluseks on enam kui 50 aastat vanad hüdrogeoloogiline kaart ja geoloogiline baaskaart (Keskkonnaministeerium 2015: 40). Põhjavee seirekaevude tihedus Pärnu maakonnas on liiga väike ja sellest tingituna ei pruugi saada realistlikku ülevaadet põhjaveekogumite seisundist. Pärnu maakonna lõunaosas, kus esineb antud töö analüüsi tulemustele tuginedes vähem probleeme põhjaveega, on seirekaeve piisavalt. Samas Tõstamaa ja Audru vahelisel alal, kus esines rohkem probleeme põhjaveega, pole ühtegi seirekaevu.

Riigi tasandil paremaks põhjaveekogumite seire korraldamiseks tuleks Pärnu maakonnas paiknevate seirekaevude asukohad üle vaadata ja eeldatavasti seda tehakse 2018.–2019. aastal tellitava hüdrogeoloogilise uuringu käigus (Riigi tegevus... 2018: 42). Põhjaveekogumite paiknemise kaardid võiksid olla Maa-ameti kaardirakendustest kättesaadavad nii, et puurkaevu koordinaatide ja sügavuse põhiselt oleks võimalik määrata põhjaveekogumeid. Põhjaveekogumitele adekvaatse hinnangu andmiseks ei pruugi piisata hetkel ainult põhjaveekogumite vee koguselise ja keemilise seire hinnangutest, vaid vastavalt vajadusele (antud juhul on heaks näiteks Kihnu saar) tuleks arvestada ka muudest usaldusväärsetest allikatest (näiteks veekasutuse andmebaasist) saadavat infot põhjaveekogumite vee keemilise koostise kohta ning vajadusel tuleks teha lisauuringuid. Põhjalikum uurimine on vajalik, et suudetaks õigel ajal rakendada meetmeid ennetamiseks põhjaveekogumite seisundite halvenemist. Puurkaevu rajamisel võiks olla boori määramine keemilise analüüsi raames kohustuslik, kuna Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava alusel on booriga probleeme Pärnu maakonnas paiknevates põhjaveekogumites (Keskkonnaministeerium ... 2016: 79).

KOKKUVÕTE

Käesoleva töö eesmärk oli kaardistada Pärnu maakonna põhjavee seisukord füüsikaliskemiliste näitajate alusel. Selleks kasutati veekasutuse andmebaasis (VEKA) olevat infot aastatel 2007–2017 Pärnu maakonda rajatud puurkaevude põhjavee füüsikaliskemiliste näitajate kohta. Analüüsi teostamiseks interpoleeriti üheteistkümne füüsikaliskemilise näitaja levik kasutades ArcGISis kriging meetodit. Töö käigus tuvastati piirkonnad, kus põhjavee kvaliteedinäitajad ei vasta 01.07.2003 aastal jõustunud sotsiaalministri määruses number 1 lisas 2 kehtestatud piirväärtustele. Töös võrreldi interpoleerimise tulemusi 2016. aasta riikliku põhjaveekogumite keemilise seire tulemustega Pärnu maakonnas.

Halvima kvaliteediga põhjavesi Pärnu maakonnas uuritud füüsikaliskemilise näitajate interpoleerimisest saadud tulemuste alusel on kaevudes, mis kasutavad Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumite vett rannikuäärsel alal ja Kesk-Devoni põhjaveekogumi vett Lääne-Eesti vesikonnas. Üle teise kvaliteediklassi piirväärtuse 1,5 mg/l ammooniumi on esinenud näiteks Kihnus ja Pärnu-Jaagupis. Merevee mõjust tingitud põhjavee soolsust esineb Audru, Sauga, Kihnu ja Virtsu piirkondades, mida kinnitas kloriidi kontsentratsioonide alusel põhjavee kuulumine kolmandasse kvaliteediklassi. Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekihtide vees esines üle esimese kvaliteediklassi ja teise kvaliteediklassi piirväärtuse fluoriidi Audrus, Tõstamaal ja Lihulas. Karedam on Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekihtide vesi. Pärnu maakonna lõunapoolses osas, peamiselt Kesk-Devoni põhjaveekogumis Lääne-Eesti vesikonnas, võib põhjavees esineda mangaani kõrgemates kontsentratsioonides, kui esimese kvaliteediklassi piirväärtus 50 µg/l. Põhjavee oksüdeeritavus Pärnu maakonnas VEKA andmete interpoleerimisest saadud tulemuste alusel probleeme ei valmista. Selgelt eristus üks puurkaevupunkt kogu maakonnas, mis ületas oksüdeeritavuse kolmanda kvaliteediklassi piirväärtust 5 mg/l O₂ ja see oli ilmselt tingitud soode mõjust. Looduslikest teguritest tingituna on Pärnu maakonnas raua sisaldus vees kõrge (vahemikus 200–10000 µg/l) ja raua kontsentratsioonide alusel kuulub põhjavesi sotsiaalministri määruses number 1 lisas 2 joogiveele kehtestatud teise ja kolmandasse kvaliteediklassi.

2016. aasta riikliku põhjaveekogumite keemilise seire Pärnu maakonnas paiknevate seirekaevudest mõõdetud väärtused peamiselt kinnitasid interpoleerimise teel saadud tulemusi. Suurim vastuolu magistritöös saadud tulemuste ja riikliku seire tulemuste vahel ilmnis rauasisalduse puhul. Riikliku põhjaveeseire kaevud Pärnu maakonnas paiknevad pigem Pärnu linnast idas ja lõunas. Selleks, et põhjaveekogumite seire annaks usaldusväärsemaid hinnanguid, peaks seirekaeve olema maakonnas tihedamalt ning nende jaotus peaks olema ühtlasem. Pärnu linnast põhja ja läände tuleks kindlasti kasutusele võtta seirekaeve, mis avaksid Siluri-Ordoviitsiumi Matsalu ja Pärnu põhjaveekogumeid. Töö käigus selgus, et Kesk-Alam-Devoni Kihnu põhjaveekogumi seisund on halb ja seda kinnitasid ka põhjaveekogumite riikliku seire tulemused.

Edaspidi võiks uurida Pärnu maakonna enim kasutatavate põhjaveekogumite vees leiduvate teiste keemiliste, füüsikaliste ja mikrobioloogiliste näitajate ruumilist levikut. Sarnast uurimust tasuks laiendada põhjaveekogumite põhiseks (mitte maakonna raamidesse jääda, nagu antud töös tehti), et tulemused oleksid paremini võrreldavad põhjaveekogumite seire tulemustega.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Alasi, K., Heinsaar, Ü., Kriipsalu, M., Kuusik, A., Metsur, M.** (2001). Omaveevärk ja omakanalisatsioon. Tallinn: "Ehitame" kirjastus. 13 lk.
- Arslan, H.** (2012). Spatial and temporal mapping of groundwater salinity using ordinary kriging and indicator kriging: The case of Bafra Plain, Turkey. - *Agricultural Water Management*. Vol. 113, pp. 57-63.
- Aydın, A., Ercan, Ö., Tascioglu, S.** (2005). A novel method for the spectrophotometric determination of nitrite in water. - *Talanta*. Vol. 66, pp. 1181–1186.
- Beeckman, F., Motte, H., Beeckman, T.** (2018). Nitrification in agricultural soils: impact, actors and mitigation. - *Current Opinion in Biotechnology*. Vol. 50, pp. 166–173.
- Berger, T., Mathurin, F. A., Drake, H., Åström, M. E.** (2016). Fluoride abundance and controls in fresh groundwater in Quaternary deposits and bedrock fractures in an area with fluorine-rich granitoid rocks. - *Science of the Total Environment*. Vol. 569-570, pp. 948-960.
- Biddau, R., Cidu, R., Lorrai, M., Mulas, M.G.** (2017). Assessing background values of chloride, sulfate and fluoride in groundwater: A geochemical-statistical approach at a regional scale. - *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 181, pp. 243-255.
- Cheng, Q., Nengzi, L., Bao, L., Huang, Y., Liu, S., Cheng, X., Li, B., Zhang, J.** (2017). Distribution and genetic diversity of microbial populations in the pilot-scale biofilter for simultaneous removal of ammonia, iron and manganese from real groundwater. - *Chemosphere*. Vol. 182, pp. 450–457.
- Chuah, C. J., Lye, H. R., Ziegler, A. D., Wood, S. H., Kongpun, C., Rajchagool, S.** (2015). Fluoride: A naturally-occurring health hazard in drinking-water resources of Northern Thailand. - *Science of the Total Environment*. Vol. 545-546, pp. 166-179.
- Cruz, J. V., Andrade, C.** (2017). Groundwater salinization in Graciosa and Pico islands (Azores archipelago, Portugal): processes and impacts. - *Journal of Hydrology: Regional Studies*. Vol. 12, pp. 69–87.
- Currell, M., Cartwright, I., Raveggi, M., Han, D.** (2011). Controls on elevated fluoride and arsenic concentrations in groundwater from the Yuncheng Basin, China. - *Applied Geochemistry*. Vol. 26, pp. 540-552.
- Down, R. D., Lehr, J. H.** (2005). Environmental Instrumentation and Analysis Handbook. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, Publication. 492-493 lk.

- Du, X., Liu, G., Qu, F., Shao, S., Li, G., Liang, H.** (2017). Removal of iron, manganese and ammonia from groundwater using a PAC-MBR system: The anti-pollution ability, microbial population and membrane fouling. – *Desalination*. Vol. 403, pp. 79–106.
- ESRI. (2007). ArcGISBlog – About the Geometrical Interval classification method. [veebileht] <https://www.esri.com/arcgis-blog/products/product/mapping/about-the-geometrical-interval-classification-method/> (15.05.2017).
- Fabro, A. Y. R., Ávila, J. G. P., Alberich, M. V. E., Sansores, S. A. C., Camargo-Valero, M. A.** (2015). Spatial distribution of nitrate health risk associated with groundwater use as drinking water in Merida, Mexico. – *Applied Geography*. Vol. 65, pp. 49–57.
- Fadel, M., Hassanein, N. M., Elshafei, M. M., Mostafa, A. H., Ahmed, M. A., Khater, H. M.** (2017). Biosorption of manganese from groundwater by biomass of *Saccharomyces cerevisiae*. – *Housing and Building National Research Center Journal*. Vol. 13, pp. 106–113.
- Granath, A., Magnusson, C., Malmquist, Y.** (1996). Põhjavesi. Tallinn: Keskkonnaamet ja Elamuehitusamet. 6 lk.
- Hairston, J. E.** (1995). Typical Contaminants And Problems Corrosion. – *Alabama Cooperative Extension System*. ANR-790-2.3.6.
- Heath, R. C.** (2004). Basic Ground-Water Hydrology. – *U.S. Department of the Interior; U .S. Geological Survey*. 64-66 pp.
- Huang, G., Liu, F., Yang, Y., Deng, W., Li, S., Huang, Y., Kong, X.** (2015). Removal of ammonium-nitrogen from groundwater using a fully passive permeable reactive barrier with oxygen-releasing compound and clinoptilolite. – *Journal of Environmental Management*. Vol. 154, pp. 1-7.
- Huang, J., Kankanamge, N. R., Chow, C., Welsh, D. T., Li, T., Teasdale, P. R.** (2018). Removing ammonium from water and wastewater using cost-effective adsorbents: A review. – *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 63, pp. 174-197.
- Huang, X., Deng, H., Zheng, C., Cao, G.** (2016). Hydrogeochemical signatures and evolution of groundwater impacted by the Bayan Obo tailing pond in northwest China. – *Science of the Total Environment*. Vol. 543, pp. 357–372.
- Jaaku, J.** (2016). Põhjavee keemia, põhjavee omadused ja sobivus veevarustuses kasutamiseks. [veebileht] <https://aaqua.weebly.com/potildehjavee-keemia.html> (02.01.2018).
- Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded. (vastu võetud 02.01.2003, viimati jõustunud 01.07.2003). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/13256510?leiaKehtiv> (21.03.2018).
- Karise, V., Metsur, M., Perens, R., Savitskaja, L., Tamm, I., Eesti Põhjaveekomisjon.** (2004). Eesti põhjavee kasutamine ja kaitse. Tallinn: Maves AS. 14-15, 17-18 lk.

- Karroum, M., Elgettafi, M., Elmandour, A., Wilske, C., Himi, M., Casas, A.** (2017). Geochemical processes controlling groundwater quality under semi arid environment: A case study in central Morocco. - *Science of the Total Environment*. Vol. 609, pp. 1140–1151.
- Karu, J.** (2016). Veevärk. Tallinn: TTÜ Kirjastus. 169 lk.
- Kenari, S. L. D., Shabanian, J., Barbeau, B.** (2017). Comparison of pyrolucite fixed and fluidized beds for iron and manganese control in groundwater: A pilot-scale study. - *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Vol. 5, pp. 2986–2996.
- Keskkonnaagentuur. (2015). Põhjaveekogumite kaardikihid.
<http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/pohjaveekogumid> (01.02.2018).
- Keskkonnaagentuur. (2016a). Põhjaveekogumite keemilise seire andmed.
http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=3708:pohjaveekogumite-seire-2016-a&catid=1340:pohjavee-seire-2016&Itemid=5842 (26.04.2018).
- Keskkonnaagentuur. (2016b). Kuu veetaseme andmed 2016.
http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=3708:pohjaveekogumite-seire-2016-a&catid=1340:pohjavee-seire-2016&Itemid=5842 (04.04.2018).
- Keskkonnaagentuur. (2017). Põhjaveekogumite seire 2016, lõpparuanne
http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=3708:pohjaveekogumite-seire-2016-a&catid=1340:pohjavee-seire-2016&Itemid=5842 (02.04.2018).
- Keskkonnaministeerium. (2015). Veeseireprogrammi seletuskiri 2016-2021.
http://www.envir.ee/sites/default/files/veeseireprogramm_2016_2021_3.pdf (06.05.2018).
- Keskkonnaministeerium. (2016). Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava.
http://www.envir.ee/sites/default/files/laane-estti_vesikonna_veemajanduskava_2.pdf (02.05.2018).
- Keskkonnaministeerium. (2018). Veemajanduskavad 2015-2021. [veebileht]
<https://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021> (13.05.2018).
- Keuskamp, J. A., Drecht, G., Bouwman, A. F.** (2012). European-scale modelling of groundwater denitrification and associated N₂O production. - *Environmental Pollution*. Vol. 165, pp. 67-76.
- Khatri, N., Tyagi, S., Rawtani, D.** (2017). Recent strategies for the removal of iron from water: A review. - *Journal of Water Process Engineering*. Vol. 19, pp. 291–304.
- Kihnu valla arengukava. (2015). Kihnu: Kihnu Vallavolikogu.
<https://www.riigiteataja.ee/aktiisa/4021/0201/5002/Arengukava%202015-2020.pdf> (08.05.2018).
- Kildjer, P.** (2017). Puuri ja käsiraamat. Tallinn: Eesti Geoloogia Selts. 10 lk.
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C. B., Velasco, E., Pulido-Velazquez, M.** (2014).

- Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. - *Journal of Hydrology*. Vol. 518, pp. 250-266.
- Kumar, V., Bharti, P. K., Talwar, M., Tyagi, A. K., Kumar, P.** (2017). Studies on high iron content in water resources of Moradabad district (UP), India. - *Water Science*. Vol. 31, pp. 44–51.
- Law, R. K., Murphy, M. W., Choudhary, E.** (2017). Private well groundwater quality in West Virginia, USA–2010. - *Science of the Total Environment*. Vol. 586, pp. 559-565.
- Li, C., Wang, S., Du, X., Cheng, X., Fu, M., Hou, N., Li, D.** (2016). Immobilization of iron- and manganese-oxidizing bacteria with a biofilm-forming bacterium for the effective removal of iron and manganese from groundwater. - *Bioresource Technology*. Vol. 220, pp. 76–84.
- Li, F., Zhu, J., Deng, X., Zhao, Y., Li, S.** (2018a). Assessment and uncertainty analysis of groundwater risk. - *Environmental Research*. Vol. 160, pp. 140-151.
- Li, Z., Wang, G., Wang, X., L, W., Shi, Z., Wanke, H., Uugulu, S., Uahengo, C. I.** (2018b). Groundwater quality and associated hydrogeochemical processes in Northwest Namibia. - *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 186, pp. 202–214.
- Li, Y., Whitaker, J. S., McCarty, C. L.** (2011). Reversed-phase liquid chromatography/electrospray ionization/mass spectrometry with isotope dilution for the analysis of nitrate and nitrite in water. - *Journal of Chromatography A*. Vol. 1218, pp. 476–483.
- Maakatastri statistika. (2018). Maa-Ameti Geoportaal. [veebileht]
https://geoportaal.maaamet.ee/index.php?lang_id=1&page_id=506&type=regkat&year=2018&month=1&group=68 (06.05.2018).
- Metsur, M., Valdmaa, T.** (2003). Lämmastikuringest, nitraadi probleem. [veebileht]
http://www.maves.ee/Tasub_teada/nitrat.htm (24.03.2018).
- Mohammadi, A. A., Yousefi, M., Mahvi, A. H.** (2017). Fluoride concentration level in rural area in Poldasht city and daily fluoride intake based on drinking water consumption with temperature. - *Data in Brief*. Vol. 13, pp. 312-315.
- Nayak, T. R., Gupta, S. K., Galkate, R.** (2015). GIS Based Mapping of Groundwater Fluctuations in Bina Basin. - *Aquatic Procedia*. Vol. 4, pp. 1469-1476.
- Nguyen, V. K., Ahn, Y.** (2018). Electrochemical removal and recovery of iron from groundwater using non-corrosive electrodes. - *Journal of Environmental Management*. Vol. 211, pp. 36–41.
- Nõges, P., Jaagus, J., Järvet, A., Nõges, T., Laas, A.** (2012). Kliimamuutuste mõju veeökosüsteemidele ning põhjaveele Eestis ja sellest tulenevad veeseireprogrammi võimalikud arengusuunad. Tartu: Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja keskkonnainstituudi Keskkonnaministeeriumiga sõlmitud lepingulise uurimuse aruanne.
https://www.envir.ee/sites/default/files/kliimamuutustemojuveele_eestis.pdf (12.05.2018).
- Nõuded salvkaevu konstruktsiooni, puurkaevu või -augu ehitusprojekti ja konstruktsiooni ning lammutamise ja ümberehitamise ehitusprojekti kohta, puurkaevu või -augu projekteerimise,

- rajamise, kasutusele võtmise, ümberehitamise, lammutamise ja konserveerimise korra ning puurkaevu või -augu asukoha kooskõlastamise, ehitusloa ja kasutusloa taotluste, ehitus- või kasutusteatise, puurimispäeviku, salvkaevu ehitus- või kasutusteatise, puurkaevu või -augu ja salvkaevu andmete keskkonnaregistrisse kandmiseks esitamise ning puurkaevu või -augu ja salvkaevu lammutamise teatise vormid. (vastu võetud 09.07.2015, viimati jõustunud 17.07.2015). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/114072015001> (07.05.2018).
- Olesk, K.** (2016). 2015. aasta põhjaveevaru bilanss. Tallinn: Keskkonnaagentuur. http://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/pohjaveebilansi_aruanne_2015.pdf (3.01.2018).
- Perens, R., Boldõreva, N., Savitski, L., Savitskaja, L., Kivit, N., Savva, V., Jaštšuk, S., Zavitskaja, K., Hindrikson, M., Valdmaa, T., Tamm, I.** (2005.) Põhjavee seisund 1999.-2003. aastal. Tallinn: Prisma Print. 9-14 lk.
- Pinder, G. F., Celia, M. A.** (2006). Subsurface Hydrology. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, Publication. 28 lk.
- Puik, V., Hunt, T.** (2006). Lõhe Eesti jõgedes. Tartu: Eesti Roheline Liikumine. 18 lk.
- Põhjaveekogumite moodustamise kord ja nende põhjaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, põhjaveekogumite seisundiklassid, seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja koguseliste näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende saasteainete sisalduse läviväärtused ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees, taustataseme määramise meetodika ning põhjaveekogumite seisundiklasside määramise kord. (vastu võetud 29.12.2009, viimati jõustunud 15.07.2016). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/112072016002?leiaKehtiv> (13.05.2018).
- Pärna, A. A.** 2017. Kloriidide kasutamine teehooldel – keskkonnamõju. Magistritöö. Eesti maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu. 24 lk.
- Raukas, A., Teedumäe, A.** (1997). Geology and Mineral Resources of Estonia. Tallinn: Estonian Academy Publishers. 140-143 lk.
- Riigi tegevus põhjavee kaitsmisel. (2018). Tallinn: Riigikontrolli aruanne Riigikogule. <http://www.riigikontroll.ee/tabid/215/Audit/2455/WorkerTab/Audit/WorkerId/55/language/et-EE/Default.aspx> (26.04.2018).
- Riikliku keskkonnaseire programmi ja allprogrammide täitmise nõuded ja kord. (vastu võetud 23.01.2017, viimati jõustunud 28.01.2017). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/125012017009> (06.05.2018).
- Rohit, Kanwar, L., Rao, K. K.** (2010). Development of a low-cost portable colorimeter for the estimation of fluoride in drinking water. - *Sensors and Actuators B: Chemical*. Vol. 149, pp. 245-251.
- Sarkar, A., Shekhar, S.** (2017). Iron contamination in the waters of Upper Yamuna basin. - *Groundwater for Sustainable Development* (Article in Press). pp. 1.

- Sasamoto, H., Satoh, H., Arthur, R. C.** (2018). Characterization of mineralogical controls on ammonium concentrations in deep groundwaters of the Horonobe area, Hokkaido. - *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 188, pp. 318-325.
- Savitski, L., Savitskaja, L., Savva, V.** (2003). Tervisele ohutu joogiveeallika valik Pärnu maakonna Are, Audru, Halinga, Kaisma, Koonga, Lavassaare, Tori ja Tõstamaa valla asulates. Tallinn: Eesti Geoloogiakeskus.
<https://www.google.ee/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjwnOyKnrnYAhWOZFAKHSPrBwQQFggmMAA&url=http%3A%2F%2Fwww2.audru.ee%2Ffiles%2Fdocuments%2Fvalitsemine%2Fdokumentid%2Fjoogiveeallikad.doc&usg=AOvVaw3YQqUuDa6-7 Uia9CyMQST> (2.01.2018).
- Servinski, M., Valgma, Ü., Hännilane, B., Otsing, M. L.** (2013). Pilte rahvaloendusest. - *Statistikaamet*. <https://www.stat.ee/pp-analysid-ja-ettekanded/?author=Mari-Liis%20Otsing> (24.04.2018).
- Shafiquzzaman, M.** (2017). Removal of manganese from groundwater using a biological arsenic removal ceramic filter. - *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Vol. 5, pp. 1618–1627.
- Shrestha, S., Semkuyu, D. J., Pandey, V. P.** (2016). Assessment of groundwater vulnerability and risk to pollution in Kathmandu Valley, Nepal. - *Science of the Total Environment*. Vol. 556, pp. 23-35.
- Zhang, S. X., Peng, R., Jiang, R., Chai, X. S., Barnes, D. G.** (2018). A high-throughput headspace gas chromatographic technique for the determination of nitrite content in water samples. - *Journal of Chromatography A*. Vol. 1538, pp. 104–107.
- Zheng, H., Guan, X., Mao, X., Zhu, Z., Yang, C., Qiu, H., Hu, S.** (2018). Determination of nitrite in water samples using atmospheric pressure glow discharge microplasma emission and chemical vapor generation of NO species. - *Analytica Chimica Acta*. Vol. 1001, pp. 100–105.
- Türk, K.** (2017). Põhjaveekogumite seisund. Keskkonnaministeerium.
https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/Veemajanduskavad/pohjaveekogumite_seisund_tallinn_kersti_turk.pdf (3.01.2018).
- United States Environmental Protection Agency. (2003). Drinking Water Advisory: Consumer Acceptability Advice and Health Effects Analysis on Sodium.
https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/support_cc1_sodium_dwreport.pdf (26.03.2018).
- United States Environmental Protection Agency. (2004). Drinking Water Health Advisory for Manganese. https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/support_cc1_magnese_dwreport_0.pdf (31.03.2018).

- United States Environmental Protection Agency. (2011). Questions and Answers on Fluoride.
https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/2011_fluoride_questionsanswers.pdf (29.03.2018).
- United States Environmental Protection Agency. (2014). Microbiological, Chemical and Indicator Parameters in the 2014 Drinking Water Regulations 2014.
https://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/2015_04_21_ParametersStandaloneDoc.pdf (28.03.2018).
- Wheeler, D. C., Nolan, B. T., Flory, A. R., DellaValle, C. T., Ward, M. H.** (2015). Modeling groundwater nitrate concentrations in private wells in Iowa. - *Science of the Total Environment*. Vol. 536, pp. 481-488.
- World Health Organization. (2003a). Chloride in Drinking-water.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chloride.pdf (27.03.2018).
- World Health Organization. (2003b). Sodium in Drinking-water.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/sodium.pdf (26.03.2018).
- World Health Organization. (2011). Hardness in Drinking-water.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/hardness.pdf (04.04.2018).
- World Health Organization. (2016). Nitrate and Nitrite in Drinking-water.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitrate-nitrite-background-jan17.pdf (23.03.2018).
- World Health Organization. (2017). Guidelines for Drinking-water Quality.
<http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf?sequence=1> (23.03.2018).
- Vu, M. T., Chao, H. P., Trinh, T. V., Le, T. T., Lin, C. C., Tran, H. N.** (2018). Removal of ammonium from groundwater using NaOH-treated activated carbon derived from corncob wastes: Batch and column experiments. – *Journal of Cleaner Production*. Vol. 180, pp. 560-570.
- Wyman, D. A., Koretsky, C. M.** (2018). Effects of road salt deicers on an urban groundwater-fed kettle lake. - *Applied Geochemistry*. Vol. 89, pp. 265–272.

SUMMARY

GROUNDWATER QUALITY IN PÄRNU COUNTY BASED ON ANALYSIS OF NEW DRILLED WELLS IN YEARS 2007–2017

Pärnu County is located in South-West Estonia, on the coast of Gulf of Riga. The total land area of Pärnu County is 5419 km². Groundwater plays a significant role in local development in such mainly sparsely populated areas. Due to geological conditions, there are various water quality problems reported. The aim of this study was to investigate spatial distribution of groundwater physico-chemical parameters (ammonium, nitrate, nitrite, sodium, chloride, electrical conductivity, fluoride, manganese, iron, oxidizability and total hardness). Data about physico-chemical parameters of 325 wells drilled in years 2007–2017 in Pärnu county were collected from Estonian water use database (VEKA). ArcGIS 10.4 Geostatistical Analyst extension, which contains kriging method for spatial data analysis, was used to create the surface of measured physico-chemical parameters. Data about Estonian groundwater monitoring in year 2016 were used for comparison.

Private drilled wells in Pärnu County use groundwater mainly from six different groundwater bodies: Middle-Devonian groundwater body in West-Estonian river basin district, Middle-Lower-Devonian groundwater body in West-Estonian river basin district, Middle-Lower-Devonian Kihnu groundwater body, Silurian-Ordovician groundwater body under Devonian strata in West-Estonian river basin district, Silurian-Ordovician Pärnu groundwater body and Silurian-Ordovician Matsalu groundwater body. Basically, there are two kinds of aquifers in Pärnu County: the carbonate rock aquifer and the sandstone aquifer.

The Regulation of the Minister of Social Affairs of 01 July 2003 No. 1 was used to evaluate groundwater physico-chemical parameters. According to the spatial analyses, there are several areas, where groundwater quality is not good enough to use this groundwater straight as drinking water. Based on the interpolation results of 11 physico-chemical parameters, the worst-quality groundwater is in the Silurian-Ordovician groundwater bodies in the coastal zone and in Middle-Devonian groundwater body in West-Estonian river basin district. Ammonium in groundwater higher than 1,5 mg/l has been identified in Kihnu and Pärnu-

Jaagupi. Seawater intrusion, according to the interpolation results, has happened in Audru, Sauga, Kihnu and Virtsu. Fluoride concentrations over 1,5 mg/l in groundwater were in Audru, Tõstamaa and Lihula. Manganese higher than 50 µg/l has been identified in Middle-Devonian groundwater body in West-Estonian river basin district. Iron in Pärnu County groundwater is almost everywhere high – between 200–10000 µg/l.

Estonian groundwater monitoring data from year 2016 mainly confirmed spatial analyses results. According to monitoring results of Estonian groundwater bodies, all groundwater bodies in Pärnu County are in good status. There are 12 groundwater monitoring wells in Pärnu County, situating mainly in the South-Eastern area, which is not enough to give good overview of groundwater status. To get more trustworthy results from groundwater monitoring, there should be more monitoring wells in Pärnu County and they should be evenly distributed to include more places from the North-Western part of Pärnu County.

LISAD

Lisa 1. Sotsiaalministri 2. jaanuari 2003. a määruse nr 1 lisa 2

JOOGIVEEALLIKANA KASUTADA KAVATSETAVA PÕHJAVEE JAOTAMINE KVALITEEDIKLASSIDEKS NÄITAJATE PIIRVÄÄRTUSTE ALUSEL

Jrk nr	Näitaja	Ühik	Kvaliteedi- klass I	Kvaliteedi- klass II	Kvaliteedi- klass III
	Keemilised näitajad				
1	Ammoonium	mg/l	0,5	1,5	2
2	Antimon	µg/l	5	5	5
3	Arseen	µg/l	10	10	10
4	Baarium	mg/l	1	2	4
5	Benseen	µg/l	1	1	1
6	Benso(a)püreen	µg/l	0,010	0,010	0,010
7	Boor	mg/l	1	1	2
8	Elavhõbe	µg/l	1	1	1
9	Elektrijuhtivus	µS cm ⁻¹ 20 °C juures	2500	2500	2500
10	Hägusus	NTU	1,5	2,0	3,0
11	Fenoolsed ühendid	mg/l	0,001	0,001	0,001
12	Fluoriid	mg/l	>1,2–≤1,5	≥1,5–≤1,7	≥1,5–≤4,0 ¹
13	Kaadmium	µg/l	5	5	5
14	Kloriid	mg/l	250	250	350
15	Kroom	µg/l	50	50	50
16	Lõhn	Pall	2	2	3
17	Mangaan	µg/l	50	100	200
18	Naatrium	mg/l	200	200	350
19	Nikkel	µg/l	20	20	20
20	Nitraat	mg/l	50	50	50
21	Nitrit	mg/l	0,5	≤0,5	≤1,0
22	Oksüdeeritavus	mg/l O ₂	5	5	5
23	Pestitsiidid	µg/l	0,1	0,1	0,1
24	Plii	µg/l	10	10	10
25	Raud	µg/l	200	1000	10 000
26	Sulfaat	mg/l	250	250	350
27	Seleen	µg/l	10	10	10
28	Tsüaniid	µg/l	50	50	50
29	Vask	mg/l	2	2	2
30	Vesinikioonide kontsentratsioon	pH	≥6,5 ja ≤9,5	≥6,5 ja ≤9,5	≥6,5 ja ≤9,5
31	Värvus	pall	5	5	10

**Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks
ning juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta**

Mina, Helena Hallasoo,
(sünnipäev pp/kuu/aa 18.03.1993)

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö
„Pärnu maakonna põhjavee kvaliteet uute puurkaevude andmete põhjal aastatel 2007–2017“,
mille juhendaja on Kaja Orupõld ja Anne Kull,

- 1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,
- 1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja
- 1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega
isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor

allkiri

Tartu, 22.05.2018

Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)